

HELSINGIN YLIOPISTO
HELSINGFORS UNIVERSITET
UNIVERSITY OF HELSINKI

KANSAINVÄLISEN LUONNONSUOJELULIITON (IUCN)
UHANALAISUUDEN LUOKITTELUMENETELMÄN
MALLINTAMINEN BAYES-VERKOILLA

PETRA KÄÄRIÄ

HELSINGIN YLIOPISTO
BIO- JA YMPÄRISTÖTIETEELLINEN TIEDEKUNTA
YMPÄRISTÖTIETEIDEN LAITOS
YMPÄRISTÖBIOLOGIA
PRO GRADU -TUTKIELMA
15.6.2012



Tiedekunta – Fakultet – Faculty Bio- ja ympäristötieteellinen tiedekunta		Laitos – Institution– Department Ympäristötieteiden laitos	
Tekijä – Författare – Author Petra Kääriä			
Työn nimi – Arbetets titel – Title Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) uhanalaisuuden luokittelumenetelmän mallintaminen Bayes-verkoilla			
Oppiaine – Läroämne – Subject Ympäristöbiologia			
Työn laji – Arbetets art – Level Pro gradu -tutkielma		Aika – Datum – Month and year 06/2012	Sivumäärä – Sidoantal – Number of pages 99 + liitteet
Tiivistelmä – Referat – Abstract			
<p>Ihmisvaikutuksen myötä maailman luonnon monimuotoisuus vähenee kiihtyvällä tahdilla. Rajallisten suojeluresurssien vuoksi lajien uhanalaisuusaste on tärkeää määrittää, jotta suojelutoimet voidaan kohdistaa eniten suojelua tarvitseviin lajeihin. Lajien uhanalaisuuden määrittämiseen käytetään yhä enenevässä määrin kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) maailmanlaajuisia uhanalaisuuden luokittelumenetelmää. Luokittelumenetelmä ei sellaisenaan huomioi lajien luokitteluun liittyvää epävarmuutta, mutta Bayes-menetelmien avulla epävarmuutta voidaan esittää ja tarkastella todennäköisyysmuodossa.</p> <p>Tämän tutkimuksen tarkoituksena oli kuvata IUCN:n uhanalaisuusluokittelumenetelmän logiikka ja luokittelukriteerit Bayes-verkkojen avulla ja tarkastella uhanalaisuusluokitteluun liittyvän epävarmuuden esittämistä ja sen vaikutuksia lajien luokitteluun. Bayes-verkot ovat matemaattisia, verkkokaavioiden avulla kuvattavia malleja, joiden avulla voidaan mallintaa epävarmaa tietoa todennäköisyysjakaumien avulla.</p> <p>Tutkimuksen myötä rakennettiin neljä erilaista eri laskentaperiaatteisiin perustuvaa IUCN:n luokittelumenetelmää kuvaavaa todennäköisyysmallia. Mallien toimivuutta tarkasteltiin haastattelemalla Suomen vuoden 2010 uhanalaisuusarvioinnissa mukana olleita eri lajityöryhmien edustajia. Asiantuntijahaastattelujen tarkoituksena oli mm. tarkastella uhanalaisiin lajeihin liittyvän epävarmuuden esittämistä mallien avulla todellisen uhanalaisuusaineiston ja asiantuntijatiedon avulla ja vertailla haastatteluissa saatavia luokittelutuloksia vuoden 2010 arvioinnin tuloksiin.</p> <p>Tutkimuksessa havaittiin, että uhanalaisuusluokitteluun liittyvän epävarmuuden ilmaiseminen on tärkeää ja vaikuttaa luokittelutuloksiin. Keskeinen havainto oli, että kun uhanalaisuusluokitteluun liittyvää epävarmuutta oli mahdollista ilmaista todennäköisyysmallien avulla, luokiteltavien lajien uhanalaisuusluokka muuttui useissa tapauksissa. Kaikissa näissä tapauksissa muutos oli luokan nouseminen aiempaa uhanalaisemmaksi. Epävarmuuden ilmaisemisen tärkeyttä korostavat myös asiantuntijahaastattelujen tulokset, joiden mukaan suurin osa lajien luokitteluun liittyvästä tiedosta on jollakin tasolla epävarmaa.</p> <p>Tutkimuksessa ilmeni, että Bayes-verkkojen käyttö uhanalaisuusluokittelussa epävarman tiedon tarkastelussa on hyödyllistä, sillä malleja käytettäessä uhanalaisuuden luokittelukriteereihin liittyvä epävarmuuden aste välittyy selvästi todennäköisyysmuodossa ja luokittelukriteerien keskinäisten vaikutussuhteiden hahmottaminen on selkeää. Lisäksi luokittelua kuvaavien graafisten mallien tarkastelu auttaa hahmottamaan ja ymmärtämään kriteerien avulla tapahtuvaa luokittelukäytäntöä. Uhanalaisuusmallien käyttö lisää myös luokittelun järjestelmällisyyttä ja selkeyttä ja yhdenmukaistaa käytännön luokittelutyötä, esim. luokitteluehtojen toteutuminen voidaan aiempaa paremmin varmistaa mallien avulla. Bayes-verkkojen käyttäminen uhanalaisuusluokittelussa on hyödyllistä myös siksi, että menetelmän käyttö saattaa mahdollistaa uusien lajien tarkastelun ja arvioimisen.</p> <p>Haastatteluihin osallistuneiden asiantuntijoiden suhtautuminen todennäköisyysmallinnukseen oli positiivista, joten menetelmää olisi hyödyllistä soveltaa ja kehittää edelleen niin, että sitä voitaisiin jatkossa hyödyntää epävarman tiedon tarkastelussa käytännön luokittelutyössä.</p>			
Avainsanat – Nyckelord – Keywords IUCN, uhanalaisuus, luokittelu, Bayes-verkot, epävarmuus			
Ohjaaja tai ohjaajat – Handledare – Supervisor or supervisors FM DI Inari Helle ja prof. Sakari Kuikka			
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Viikin tiedekirjasto			
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information			

Sisällysluettelo

1. Johdanto.....	5
1.1. Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton uhanalaisuuden luokittelumenetelmä...	6
1.2. IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmän kehittyminen	8
1.3. IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmän luokittelukriteerit ja uhanalaisuusluokat	9
1.4 IUCN:n luokittelukriteereihin liittyvät epävarmuustekijät ja niiden käsittely	13
1.5. Aiemmat aiheesta tehdyt tutkimukset	17
1.6. Tämän työn tavoitteet	20
 2. Aineisto ja menetelmät	22
2.1. Bayesilainen päättely	22
2.2. Bayes-verkot.....	25
2.3. Laadittujen uhanalaisuusmallien kuvaus	32
2.3.1. Varovaisuusperiaatteeseen perustuva yksinkertaisempi malli (VAR)....	35
2.3.2. Osuuslaskentaan perustuva malli (PROS)	44
2.3.3. Keskiarvoperiaatteeseen perustuva malli (KA)	46
2.3.4. Varovaisuusperiaatteeseen perustuva monimutkaisempi malli (KVALI)	49
2.4. Asiantuntijahaastattelut	55
 3. Tulokset.....	59
3.1. Yhteenveto laadituista uhanalaisuusmalleista	59
3.2. Luokittelussa käytetyt kriteerit	60
3.3. Luokiteltujen lajien todennäköisyysjakaumat ja luokkamuutokset.....	61
3.3.1. Lintulajien todennäköisyysjakaumat ja luokkamuutokset.....	61
3.3.2. Kalalajien todennäköisyysjakaumat ja luokkamuutokset	65
3.4. Laadittujen uhanalaisuusmallien vertailu	69
3.5. Asiantuntijoiden määrittämien todennäköisyysjakaumien väliset erot	69
3.5.1. Lintutyöryhmän asiantuntijoiden väliset erot	69
3.5.2. Kalatyöryhmän asiantuntijoiden väliset erot	73

3.6. Eliötöryhmien väliset erot todennäköisyysmallien avulla suoritettussa uhanalaisuusluokittelussa	76
3.7. Asiantuntijoiden suhtautuminen todennäköisyyspohjaisten mallien käyttämiseen uhanalaisuusluokittelussa	77
3.7.1. Metodiikan haastavuus suhteessa asiantuntijatietoon	78
4. Tulosten tarkastelu	79
4.1. Mallien rakenne ja toiminta	79
4.2. Luokittelutulosten analysointi	84
4.3. Tutkimuksen luotettavuus	87
4.4. Tutkimuksen jatkosovellukset	88
5. Johtopäätökset.....	90
6. Kiitokset	91
7. Kirjallisuus	91
Liitteet.....	99
Liite 1. IUCN:n luokittelumenetelmässä käytettyjen luokkien määritelmät.	
Liite 2. IUCN:n uhanalaisuusluokittelun kriteerit.	
Liite 3. Kysymyslomake asiantuntijoille.	

1. Johdanto

Lajien määrä maapallolla vähenee jatkuvasti kiihtyvällä tahdilla. Tällä hetkellä sukupuuttoon kuolee enemmän lajeja kuin koskaan aiemmin lähihistoriassa (Regan ym. 2001). Nykyinen sukupuuttoaalto on jo hyvin verrattavissa viiteen maailmanhistoriassa tapahtuneeseen massasukupuuttoon ja useat tutkijat näkevät, että kuudes sukupuuttoaalto on parhaillaan käynnissä (esim. Wake & Vredenburg 2008, Barnosky ym. 2011). Syynä nykyiseen huomattavaan lajikatoon on ennen kaikkea ihmisvaikutus: väestön kasvu, ilmaston lämpeneminen seurauksineen (Barnosky 2009), vieraslajien ja patogeenien leviäminen, elinympäristöjen muokkaaminen, pirstoutuminen ja häviäminen (Wake & Vredenburg 2008) ym. tekijät.

Lajien nopea väheneminen on huolestuttavaa, sillä monimuotoisuus on keskeinen maapallon elämää ylläpitävä tekijä (Dirzo & Raven 2003). Uusien lajien evoluutio on hidasta (Avice ym. 1998) ja uudesta sukupuuttoaallostakin toipuminen vie arviolta kymmeniä miljoonia vuosia (Alroy 2008). Lajien suojeleminen onkin nyt jos koskaan erittäin tärkeää.

Lajien suojelemaan käytettävissä olevat resurssit ovat kuitenkin rajalliset. Niinpä lajien uhanalaisuuden määrittäminen on oleellista, jotta resurssit voidaan kohdistaa eniten suojelemaan tarvitsevien lajeihin (Master 1991, Burgman 1999). Lajien uhanalaisuuden määrittämiseen käytetään yhä enenevässä määrin kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (International Union for Conservation of Nature, IUCN) maailmanlaajuista uhanalaisuuden luokittelumenetelmää (Rodrigues ym. 2006).

1.1. Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton uhanalaisuuden luokittelumenetelmä

Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton uhanalaisuuden luokittelumenetelmän avulla kaikkien lajien ja lajitasoa alempien taksonien, kuten alalajien, uhanalaisuusaste voidaan määritellä. Menetelmän nimi on The IUCN Red List of Threatened SpeciesTM ja siihen viitataan usein käsitteellä IUCN Red List. IUCN:n uhanalaisuuden arviointimenetelmä on saanut maailmanlaajuista arvostusta ja tunnustusta (mm. Mace & Lande 1991, Rodrigues ym. 2006) ja sen käyttö on lisääntynyt viimeisen vuosikymmenen aikana menetelmän kehittymisen myötä (Rodrigues ym. 2006). Menetelmä on hyväksytty maailmanlaajuisen uhanalaisuusarvioiden standardimenetelmäksi (Hoffman ym. 2008), mikä tuo yhtenäisyyttä maailmanlaajuiseen luokitteluun ja suojeluun (Rodrigues ym. 2006). IUCN:n uhanalaisuusarviointit ovat myös hyviä tiedonlähteitä suojelutoimien suunnittelijoille, sillä ne ovat läpinäkyviä ja luotettavia: aineiston lähteet ja luokittelijoiden nimet ovat kaikkien nähtävissä ja tieto on selkeää ja kattavaa (Lamoreux ym. 2003).

IUCN:n menetelmä eroaa muista uhanalaisuuden arviointimenetelmistä (esim. USFWS 1983, Millsap ym. 1990, Carter ym. 2000) siten, että se perustuu pääasiassa parametrien määrällisiin arvioihin laadullisten arvioiden sijaan (Lamoreux ym. 2003). Menetelmän tärkeimpinä tavoitteina on tunnistaa ja raportoida lajit, joiden suojelun tarve on suurin ja ilmaista muutokset maailmanlaajuisen luonnon monimuotoisuuden tilassa (IUCN 2010).

Kansainvälinen luonnonsuojeluliitto tekee ja julkaisee menetelmänsä avulla säännöllisesti maailmanlaajuisia uhanalaisuusarvioita. Viimeisin ja tähän mennessä kattavin kirjana julkaistu maailmanlaajuinen uhanalaisuusarvio julkaistiin vuonna 2004 (IUCN 2004). Tätä arviointia päivitetään vuosittain ja sen tietokantaan on mahdollista tehdä lajikohtaisia hakuja IUCN:n Internet-sivuilla (<http://www.iucnredlist.org>). Tietokannasta vastaa IUCN:n lajiensuojelukomission (Species Survival Commission, SSC) asiantuntijatyöryhmät, joihin kuuluu yli 7000 luokitteluja tekevää tutkijaa ja asiantuntijaa (Lamoreux ym. 2003) lähes jokaisesta

maailman maasta (IUCN 2004).

Kansainvälinen luonnonsuojeluliitto on myös kehittänyt ohjeet, joiden avulla luokittelumenetelmää voidaan soveltaa alueellisilla ja paikallisilla tasoilla (IUCN 2003). Paikalliset arvioinnit ovat tärkeitä tiedolähteitä kansallisen lainsäädännön suunnittelussa ja toteuttamisessa. Esimerkiksi viimeisimmän Suomen uhanalaisuusarvioinnin (Rassi ym. 2010) myötä tehtiin suojeltavia lajeja koskevia ehdotuksia luonnonsuojeluasetukseen. Paikallisten arviointien merkitystä korostaa myös se, että niiden avulla voidaan tunnistaa paikallisella tasolla kotoperäiset uhanalaiset lajit, joiden uhanalaisuusastetta ei ole luokiteltu maailmanlaajuisesti (Rodrigues ym. 2006). Suomalainen esimerkki kotoperäisestä erittäin uhanalaisesta lajista on saimaannorppa, joka on myös yksi Suomen kansainvälisistä vastuulajeista (Valtion ympäristöhallinto 2008).

Lajien uhanalaisuuden luokittelu on lähtökohtana suojelutoimille. IUCN:n uhanalaisuuden arviointiraporteista on tullut yhä tärkeämpiä suojelutoimia ja päätöksentekoa ohjaavia tekijöitä niin kansainvälisellä, kansallisella kuin paikallisellakin tasolla (Mace & Lande 1991, Akçakaya ym. 2000).

Luonnonsuojeluliiton uhanalaisuuden arviontoraportit ohjaavat suojelutoimia pääasiassa kuvaamalla uhanalaisten lajien tärkeimmät elinympäristöt, levinneisyysalueet ja ekologiset vaatimukset (Hoffman ym. 2008) sekä esittämällä suojeltavat alueet ja tarvittavat suojelutoimenpiteet (Collar 1996).

Yksinään uhanalaisuuden arviointiraportit eivät kuitenkaan riitä lajien suojelun toteuttamiseksi (Possingham ym. 2002, IUCN 2010). Suojelutoimien suunnittelu vaatii lajien uhanalaisuusarvioiden lisäksi tietoa myös mm. suojelutoimien onnistumisen todennäköisyydestä, suojeluun liittyvien taloudellisten, poliittisten ja logististen tekijöiden huomioon ottamista sekä kyseessä olevan lajin mahdollisten taksonomisten erityispiirteiden huomioimista (Mace & Lande 1991). Lisäksi on tärkeää huomata, että nekin lajit, joita ei ole arvioitu uhanalaisiksi, saattavat vaatia suojelutoimenpiteitä (IUCN 2010).

1.2. IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmän kehittyminen

Kansainvälinen luonnonsuojeluliitto on tehnyt uhanalaisuuden arviointeja jo 1960-luvulta lähtien: ensimmäinen punainen kirja julkaistiin vuonna 1966 (Simon 1966). Ensimmäiset uhanalaisuuden luokitukset perustuivat ainoastaan pienen asiantuntijaryhmän arvioihin (Isaac & Mace 1998), ja niiden todettiin myöhemmin olevan hyvin subjektiivisia, henkilökohtaisten näkemysten värittämiä ja alttiita poliittisille vaikutteille (Rodrigues ym. 2006). 1970-luvun alussa uhanalaisuuden luokittelussa otettiin käyttöön laadulliset luokittelukriteerit (Fitter & Fitter 1987), joita sovellettiin 1990-luvulle asti. Vuonna 1989 IUCN:n lajiensuojelukomissio (SSC) totesi, että luokittelumenetelmän tulisi olla aiempaa objektiivisempi ja tieteellisempi (IUCN 2001) ja 1990-luvun alusta lähtien uhanalaisuuden luokittelumenetelmä kehittyikin pitkin harppauksin mm. Macen ja Landen (Mace & Lande 1991, Mace 1992) ja Macen ja Stuarlin (1994) työn tuloksena. Nelivuotisessa kehitystyössä oli mukana yli 800 lajiensuojelukomission jäsentä ja työn myötä julkaistiin ja otettiin käyttöön aiempaa tarkemmat määrälliset luokittelukriteerit ja uhanalaisuusluokat (IUCN 1994).

Vuonna 1996 luokittelumenetelmä otettiin jälleen suurennuslasin alle ja uutena vaatimuksena oli, että luokittelukriteereitä voitaisiin soveltaa mahdollisimman monien eri organismien luokitteluun. Lisäksi menetelmän tuli olla tieteellisesti uskottava ja tietojen dokumentoinnin ja hallinnan tuli olla laadukasta ja läpinäkyvää (IUCN 2000). Näiden tekijöiden perusteella tarkennetut ja uudistetut kriteerit julkaistiin vuonna 2001 (IUCN 2001). Siitä lähtien kriteerit ovat pysyneet muuttumattomina (Mace ym. 2008) ja toimineet kaikkien vuodesta 2001 lähtien tehtyjen IUCN:n uhanalaisuuden arviointien perustana (IUCN 2001).

IUCN:n uhanalaisuusluokituksen kehittyminen on osittain sitä koskevan kritiikin ansiota (Rodrigues ym. 2006). Luokittelujärjestelmää on kritisoitu muun muassa luokkamuutosten arveluttavista syistä (Cuaron 1993), läpinäkyvyyden puutteesta sekä harhaanjohtavan ja väärän tiedon käyttämisestä (Mrosovsky 1997), riittämättömästä lajien välisten erojen tunnistamisesta, tieteellisen dokumentoinnin

puutteellisuudesta sekä kriteerien käytön epä johdonmukaisuudesta (Mrosovsky 2003). Master (1991) ja Possingham ym. (2002) ovat osoittaneet epäilyksensä luokittelun soveltuvuudesta suunniteltavien suojelutoimien perustaksi. Webb ja Carrillo (2000) taas osoittivat kriteerien yliarvioivan todellista uhanalaisuusriskiä ja huomioivat, että luokittelujärjestelmä ei tee selkeää eroa kansallisten ja maailmanlaajuisten populaatioiden välillä.

Nykyinen luokittelujärjestelmä on objektiivinen ja perustuu tutkimusaineiston käyttöön. Kriteerit ovat selkeitä ja kattavia, ja kaikki luokitukset käyvät läpi IUCN:n hyväksymien asiantuntijoiden vertaisarvioinnin. Lisäksi kaikkien arviointiin osallistuvien nimet ovat selkeästi näkyvillä arviointien yhteydessä (Rodrigues ym. 2006). Nykyinen luokittelujärjestelmä ei kuitenkaan sellaisenaan huomioi uhanalaisuuden luokitteluun liittyvää epävarmuutta.

Nykyiset uhanalaisuuden arvioinnit sisältävät uhanalaisten lajien luokittelutietojen lisäksi tietoa mm. uhanalaisuuden syistä ja uhanalaisten lajien elinympäristöistä sekä lajien suojelu- ja seurantaehdotuksia (Rassi ym. 2010). Arviointien käyttökohteita on lukuisia: niitä käytetään mm. kansainvälisen ja kansallisen lainsäädännön apuvälineinä (esim. CITES-sopimus) ja ne toimivat tärkeinä tiedonlähteinä alueellisen suojelun suunnittelussa ja monimuotoisuudeltaan tärkeiden alueiden tunnistamisessa sekä suojeltavien lajien tunnistamisessa, suojelussa ja elinympäristöjen ennallistamisessa (IUCN 2004). Collar (1996) on koonnut laajan katsauksen uhanalaisuusarviointien ominaisuuksista ja käyttömahdollisuuksista.

1.3. IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmän luokittelukriteerit ja uhanalaisuusluokat

IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmä sisältää yhdeksän lajin uhanalaisuusastetta määrittävää luokkaa, joista kolme kuvaa uhanalaisia lajeja: äärimmäisen uhanalaiset (Critically Endangered; CR), erittäin uhanalaiset (Endangered; EN) ja vaarantuneet (Vulnerable; VU). Äärimmäisen uhanalaiseksi

luokitellut lajit ovat samalla myös erittäin uhanalaisia ja vaarantuneita ja erittäin uhanalaiset lajit ovat myös vaarantuneita. Jos lajia ei luokitella uhanalaiseksi, se voi kuulua johonkin seuraavista luokista: silmälläpidettävät (Near Threatened; NT), elinvoimaiset (Least Concern; LC), puutteellisesti tunnetut (Data Deficient; DD), hävinneet (Regionally Extinct; RE), luonnosta hävinneet (Extinct in the Wild; EW) tai sukupuuttoon kuolleet (Extinct; EX) (Kuva 1) (IUCN 2001).

Uhanalaisuusluokituksen tarkemmat luokkamäärittelyt on esitetty Liitteessä 1.

IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmässä lajin uhanalaisuusluokka arvioidaan käyttämällä viittä kriteeriä, joiden avulla laji määritetään johonkin kolmesta uhanalaisuusluokasta (EN–CR) tai luokkiin elinvoimaiset (LC) tai silmälläpidettävät (NT). Kriteerit ovat seuraavat: A: Populaation pieneneminen, B: Maantieteellinen alue tarkasteltuna joko Levinneisyysalueen (B1) tai Esiintymisalueen (B2) tai molempien mukaan, C: Pieni ja jatkuvasti taantuvat populaatio, D: Hyvin pieni tai rajoittunut populaatio ja E: Häviämistodennäköisyys. Kriteerit sisältävät tarkentavia alakriteerejä, esim. B1c(ii): ”Esiintymisalueen erittäin suuret vaihtelut” (IUCN 2001). Kriteerit, keskeisimmät alakriteerit ja niiden kynnysarvojen perusteella määrittyvät uhanalaisuusluokat on esitetty Taulukossa 1. Liitteessä 2 on yksityiskohtaisempi esitys kriteereistä ja niiden kynnysarvoista.

IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmän luokittelukriteerejä tulee soveltaa sellaisenaan maailmanlaajuisen luokittelun lisäksi myös kansallisella ja alueellisella tasolla, sillä niiden alueelliset sovellukset eivät ole hyväksytyjä (Rassi ym. 2010). Uhanalaisuuden luokittelumenetelmää ja luokittelukriteereitä on yksityiskohtaisemmin selvitetty ympäristöoppaassa ”Eliölajien uhanalaisuuden arviointi” (Mannerkoski & Rytteri 2007).



Kuva 1. IUCN:n uhanalaisuusarvioinnissa käytettävät luokat. Lähde: Rassi ym. 2010.

Taulukko 1. IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmän keskeisimmät kriteerit ja niiden kynnsarvojen perusteella määrittyvät uhanalaisuusluokat. Taulukkoon on lisätty IUCN:n määrittämien kynnsarvojen lisäksi luokkia NT/LC vastaavat kynnsarvot.

Kriteeri	Uhanalaisuusluokka			
	Äärimmäisen uhanalainen CR	Erittäin uhanalainen EN	Vaarantunut VU	Silmälläpidettävä NT/ Elinvoimainen LC
A1: Populaation pieneneminen	≥90 %	≥70 %	≥50 %	≤50 %
A2–4: Populaation pieneneminen	≥80 %	≥50 %	≥30 %	≤30 %
B1: Levinneisyysalueen koko	<100 km ²	<5000 km ²	<20 000 km ²	>20 000 km ²
B2: Esiintymisalueen koko	<10 km ²	<500 km ²	<2000 km ²	>2000 km ²
C: Pieni ja jatkuvasti taantuva populaatio	<250	<2500	<10 000	>10 000
D1: Hyvin pieni tai rajoittunut populaatio; Lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä	<50	<250	<1000	>1000
D2: Hyvin pieni tai rajoittunut populaatio; Lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä tai vähän esiintymispaikkoja	<50	<250	<20 km ² / max.5 es.paikkaa	>20 km ² / yli 5 es.paikkaa
E: Häviämistodennäköisyys, ajanjakso	>50 % 10 v. tai 3 sukupolvea	>20 % 20 v. tai 5 sukupolvea	>10 % 100 v.	<10 % 100 v

1.4 IUCN:n luokittelukriteereihin liittyvät epävarmuustekijät ja niiden käsittely

Lajien arviointiin käytettävä aineisto sisältää usein merkittäviä epävarmuustekijöitä (IUCN 2010). Epävarmuudella tarkoitetaan ihmisen rajallisuutta havainnoida erilaisia ilmiöitä (Zimmermann 2000). Epävarmuus voidaan määritellä lukuisilla tavoilla, mutta keskeisintä siinä on tiedon puutteellisuus (Kangas & Kangas 2004). Epävarmuutta aiheuttavat mm. tiedon vähyys ja toisaalta tiedon liian suuri määrä, jolloin kaikkea ilmiötä koskevaa tietoa ei ole mahdollista käsitellä, mikä johtaa joidenkin seikkojen korostamiseen ja toisten huomiotta jättämiseen. Lisäksi epävarmuuden lähteitä ovat tiedon monitulkintaisuus, ristiriitainen aineisto, mittausvirheet sekä subjektiiviset näkemykset (Zimmermann 2000).

Uhanalaisuuden arvioimiseen liittyy paljon epävarmuustekijöitä, esimerkiksi tiedot lajien yksilömääristä ja populaatioiden pienenemisen nopeudesta ovat usein puutteellisia (Akçakaya ym. 2000). IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmää käytettäessä kriteerin uhanalaisuusluokkaan johtavan kynnsarvon valinta perustuu yleensä ainoastaan parhaaseen arvioon kyseessä olevasta parametrasta (Burgman ym. 1999). Epävarmuuden määrä on luonnollisesti suurin eliöryhmillä, jotka tunnetaan huonoiten. Epävarmuus voi liittyä näistä eliöryhmistä olemassa olevan aineiston määrään, laatuun tai tulkintaan. Suomessa parhaiten tunnettuja eliöryhmiä ovat linnut ja putkilokasvit ja huonoiten tunnettuja muun muassa levät (Rassi ym. 2010).

Akçakaya ym. (2000) ovat kuvanneet kolme keskeisintä uhanalaisuusluokitteluun liittyvää epävarmuustekijää, jotka ovat luokituksen määritelmiin ja käsitteisiin liittyvä epämääräisyys eli semanttinen epävarmuus, mittausvirheistä johtuva epävarmuus sekä luontainen vaihtelu. Nämä epävarmuuden määritelmät on hyväksytty osaksi IUCN:n luokitteluohjeita (Mannerkoski & Rytteri 2007). Käsitteiden epämääräisyyttä havainnollistaa esimerkki kriteeristä C2 b: ”erittäin

suuret vaihtelut lisääntymiskykyisten yksilöiden määrässä”. ”Erittäin suuret vaihtelut” tarkoittaa IUCN:n (2001) ohjeiden mukaan populaatiokoon tai esiintymisalueen laajoja, nopeita tai toistuvia vaihteluja suuruusluokan ollessa vähintään kymmenkertainen (Mannerkoski & Rytteri 2007). Tämä määrittely mahdollistaa useiden erilaisten subjektiivisten tulkintojen tekemisen erittäin suurten vaihtelujen luonteesta, mikä korostaa määritelmän epämääräisyyttä (Akçakaya ym. 2000).

Mittausvirheistä johtuva epävarmuus on yleisin epävarmuuden lähde uhanalaisuuden luokittelussa. Mittausvirheillä tarkoitetaan puuttuvaa tai epämääräistä tietoa uhanalaisuuden luokittelumenetelmän kriteerien muuttujista eli tilannetta, jossa olemassa oleva tieto ei riitä kriteerien raja-arvojen määrittämiseen. Esimerkiksi tarkkaa lisääntymiskykyisten yksilöiden määrää on usein mahdotonta ilmoittaa (esim. kriteeri D) (Akçakaya ym. 2000).

Numeerisiin mittausvirheisiin liittyvä epävarmuus eroaa semanttisesta epävarmuudesta siinä mielessä, että sitä on mahdollista tarkentaa ja siitä on teoriassa jopa mahdollista päästä kokonaan eroon hankkimalla lisää tietoa aiheesta. Populaatiokoon arviot perustuvat oletukselle, että on olemassa todellinen lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä. Kaikkien yksilöiden laskeminen ei kuitenkaan yleensä ole mahdollista, joten yksilömäärän arvio ja siihen liittyvän virheen määrä arvioidaan usein otantamenetelmien avulla (Akçakaya ym. 2000).

Luontainen vaihtelu johtuu siitä, että populaatiot muuttuvat jatkuvasti ympäristön ajallisen ja alueellisen muutoksen sekä demografisten prosessien vaikutuksesta (Akçakaya ym. 2000). Luontainen vaihtelu voi olla säännöllistä kannanvaihtelua, esimerkiksi päivittäisten tai vuotuisten säävaihtelujen tai peto-saalissuhteiden takia (Burgman ym. 1999). Vaihtelua voivat myös aiheuttaa demografiset tekijät, kuten kuolleisuuden ja syntyvyyden vaihtelut.

Populaation luontainen vaihtelu sekä kuolleisuuden ja syntyvyyden vaikea ennustettavuus johtavat siihen, että populaation kokoa ja jakaumaa ei voida

ilmoittaa täysin varmasti. Näin ollen oletukset populaation nykyisestä ja tulevasta koosta eivät voi koskaan olla täysin tarkkoja, vaikka populaatiota koskeva tieto olisikin runsasta ja yksityiskohtaista (Akçakaya ym. 2000). Suurimmassa osassa IUCN:n kriteereitä luonnollisen vaihtelun merkitys on rajallinen, koska jokainen kriteereissä käytetty parametri viittaa tiettyyn aikaan tai alueelliseen mittakaavaan, esimerkiksi populaatiokoko on määritetty juuri tiettyä ajankohtana (Akçakaya ym. 2000, IUCN 2010).

IUCN:n ohjeiden mukaan (IUCN 2010) epävarmuuteen tulisi luokittelussa suhtautua niin, että luokiteltavan lajin lopullinen uhanalaisuusluokka on sekä uskottava että varovaisuusperiaatteen mukainen. Arvioinnissa tulee siis välttää asennetta, jonka mukaan laji luokitellaan uhanalaiseksi vain jos luokitteluun on riittävän vahvat todisteet, ja soveltaa sen sijaan varovaisuusperiaatetta. Varovaista lähestymistapaa käytettäessä arviointiin valitaan esimerkiksi populaatiokoko määriteltäessä populaatiokoon vaihteluvälin alimmat arvot populaatiokoon todennäköisimmän arvion sijaan (Mannerkoski & Rytteri 2007).

Varovaisuusperiaatetta sovellettaessa laji tulee siis aina luokitella korkeimman uhanalaisuusluokan antavan kriteerin tai kriteerien mukaan (IUCN 2010).

Epävarmuuden huomioiminen luokittelun yhteydessä on tärkeää, sillä sen huomioimatta jättäminen voi johtaa vääriin luokitukseen (Colyvan ym. 1999) ja erilaiset tavat käsitellä epävarmuutta voivat johtaa erilaisiin lajille määriteltäviin uhanalaisuusluokkiin (Burgman ym. 1999). Lisäksi eri ihmiset suhtautuvat epävarmuuteen eri tavalla, joten eri henkilöiden epävarmasta tiedosta tekemät tulkinnat voivat johtaa ristiriitaisiin uhanalaisuusluokitukseen (Akçakaya ym. 2000). On siis tärkeää, että lajien uhanalaisuutta määritettäessä epävarmuuden käsittelytavat olisivat mahdollisimman yhtenäisiä eri luokittelijoiden kesken.

Lajien uhanalaisuuden luokitteluun liittyvää epävarmuutta on aiemmin tarkasteltu lähinnä sumean logiikan menetelmien avulla (mm. Akçakaya ym. 2000, Regan ym. 2000). Sumea logiikka kuvaa epävarmuutta parhaan mahdollisen arvion ja todennäköisten arvojen vaihteluvälin avulla. Esimerkiksi populaatiokoon paras

mahdollinen arvio voi olla 100 yksilöä ja populaatiokokoa voidaan kuvata vaihteluvälillä 50–150 yksilöä, kun tiedetään että todellinen populaatiokoko on jotain näiden arvojen väliltä. Sumean logiikan arvojen muodostamat vaihteluvälit eivät kuitenkaan ole todennäköisyysjakaumia (Akçakaya ym. 2000). Akçakaya ja Ferson (1999) ovat kehittäneet lajien luokittelun epävarmuuden käsittelyä varten sumeaa logiikkaa soveltavan ohjelman nimeltä RAMAS Red List. Kansainvälinen luonnonsuojeluliitto suosittelee ohjelmaa käytettäväksi epävarmuuden tarkastelemiseen uhanalaisuusluokituksessa (Newton 2010), mutta Suomen uhanalaisuusarvioinneissa ohjelmaa ei ole käytetty.

Uhanalaisuuden luokitteluun liittyvää epävarmuutta on mahdollista tarkastella ja käsitellä myös bayesilaisten menetelmien avulla. Bayes-verkoilla todennäköisyyksiä voidaan tarkastella graafisesti verkkomuodossa. Bayes-verkoissa tarkasteltavien muuttujien välistä suhdetta kuvataan todennäköisyyksillä ja niiden avulla voidaan päivittää olemassa olevaa ennakkotietoa epävarmuuden määrää kuvaavien todennäköisyyksien avulla (Varis ym. 1990, Haapasaari ym. 2007). Bayes-verkot ovatkin hyviä päätöksentekoa tukevia menetelmiä epävarman ja puutteellisen tiedon käsittelyssä (esim. McCann ym. 2006) sekä riskien arvioinnissa (esim. Pollino ym. 2006).

Bayes-verkkojen etuna on selkeys, ymmärrettävyys ja helppokäyttöisyys ja verkkoihin voidaan lisätä päätös- ja hyötymuuttujia, jotka mahdollistavat erilaisten valintojen ja arvostusten ilmaisemisen ja tarkkailun. Bayes-verkkojen avulla voidaanankin helposti kokeilla erilaisia vaihtoehtoja ja oletuksia (Smith ym. 2007) sekä tarkastella asioiden syyseuraussuhteita (Heckerman 1995). Bayes-verkkojen etuna on myös eri lähteistä peräisin olevan tiedon yhdistämisen mahdollisuus: verkkojen avulla voidaan esimerkiksi yhdistää asiantuntija-arvioihin perustuvaa tietoa sekä tilastollista aineistoa (McCann ym. 2006, Smith ym. 2007, Newton 2010). Bayes-verkot sopivat hyvin myös asiantuntijatiedon esittämiseen, sillä niiden avulla subjektiivista tietoa ja siihen liittyviä epävarmuustekijöitä voidaan käsitellä havainnollisesti ja selkeästi. Lisäksi Bayes-verkoilla voidaan esittää laadullista tietoa graafisessa muodossa ja analysoida sitä

määrällisin menetelmin (Haapasaari & Karjalainen 2010). Yksityiskohtaista tietoa Bayes-verkkojen soveltuvuudesta ympäristömallinnukseen on esitetty Uusitalon (2007) artikkelissa.

Bayesilaisen mallintamisen huomioiminen uhanalaisten lajien luokittelussa sumean logiikan ohella tai haastajana on oleellista, sillä Bayes-verkot saattavat olla sumean logiikan menetelmiä nopeampia, helppokäyttöisempiä ja luotettavampia (Newton 2010). Lisäksi luonnolliseen vaihteluun liittyvää epävarmuutta voidaan paremmin kuvata todennäköisyysjakaumien kuin sumeiden numeroiden avulla, sillä jakaumien avulla on helpompi esittää muuttujiin liittyvää tietoa, kuten jakauman muotoa ja hajontaa (Akçakaya ym. 2000). Yksi Bayes-verkkojen keskeisin etu lajien luokittelun kuvaamisessa on niiden läpinäkyvyys: kun luokittelujärjestelmää kuvataan graafisen mallin avulla, luokittelun logiikka on helppo ymmärtää. Lisäksi uhanalaisuusluokitusta kuvaava Bayes-malli on yhtenäinen menetelmä uhanalaisuuden luokitteluun liittyvän epävarmuuden tarkasteluun, ja sitä käytettäessä välttyttäisiin todennäköisesti ristiriitaisilta luokituksilta.

Huolimatta siitä, että bayesilaisten menetelmien suosio ja käyttö on viimeaikoina selvästi lisääntynyt ja että menetelmät soveltuvat hyvin epävarman tiedon tarkasteluun, niitä ei ole vielä Newtonin (2010) työtä lukuun ottamatta sovellettu IUCN:n uhanalaisuusluokitteluun.

1.5. Aiemmat aiheesta tehdyt tutkimukset

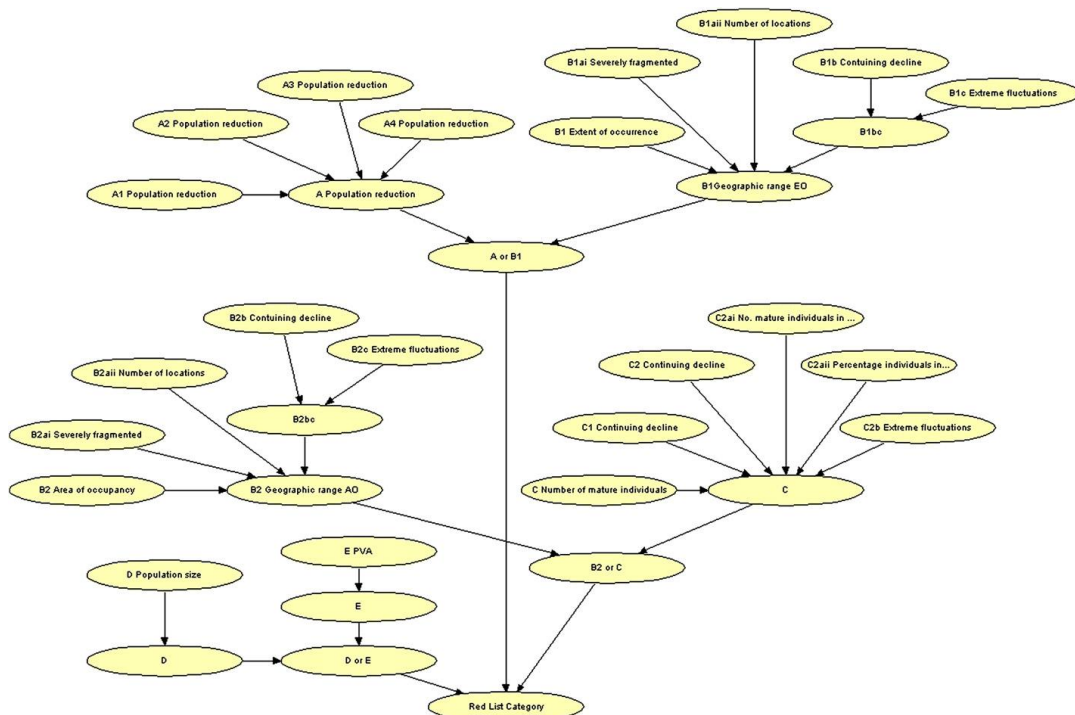
Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton uhanalaisuuden luokittelumenetelmän soveltamista Bayes-menetelmien avulla on aiemmin tutkinut ainoastaan Newton (2010). Newton (2010) on kuvannut IUCN:n uhanalaisuusluokittelumenetelmän Bayes-verkon avulla ja hänen mallissaan on selkeitä etuja mutta myös epäjohdonmukaisuuksia. Newtonin (2010) Bayes-verkko (Kuva 2) esittää selkeästi ja graafisesti kaikki uhanalaisuusluokittelun kriteerit, alakriteerit ja niiden kynnyksarvot, joten sen avulla kriteerien avulla tapahtuva luokittelulogiikka

on helppo ymmärtää. Lisäksi malli toimii IUCN:n suositteleman varovaisuusperiaatteen mukaisesti, sillä varovaisuusperiaatteen mukainen luokittelumenetelmä on sisäänrakennettu kriteerien todennäköisyystaulukoihin.

Newtonin julkaisun puutteena on, että hän ei ole eritellyt rakentamansa mallin osa-alueita, joten mallirakenne on lukijalle epäselvä. Newton on kuvannut kaikki viisi uhanalaisuuskriteeriä samassa mallissa, ja on lisäksi yhdistellyt tiettyjä kriteerejä, kuten kriteerit A ja B1 (muuttuja ”A or B1”) (Kuva 3) keskenään. Oikeassa luokittelutilanteessa kriteerien A ja B yhdistelmän lisäksi on kuitenkin mahdollista tarkastella vain yhtä kriteeriä – A tai B – kerrallaan. Esimerkiksi Suomessa nahkiainen luokiteltiin vuonna 2010 ainoastaan kriteerin A perusteella, sillä muiden kriteerien ehdot eivät täyttyneet (Pennanen 2012). Tämä malli käy siis ainoastaan sellaisten lajien tarkasteluun, jotka voidaan luokitella määrättyjen kriteeriyhdistelmien, esim. kriteerin A ja B, avulla.

Newtonin (2010) malli ei myöskään huomioi kriteerien erilaisia yhdistelmävaihtoehtoja, eikä siis sovellu yleiseksi työkaluksi eri lajien tarkasteluun. Lisäksi Newtonin kriteerien todennäköisyystaulukot vaikuttavat epäjohdonmukaisilta ja virheellisiltä. Esimerkiksi kriteerin B2 todennäköisyystaulukossa (Kuva 4) Newton on laittanut todennäköisyyden 100 % luokalle LC (Least Concern) silloin kun kriteeriä ei voida käyttää, eli kun vaadittava määrä alakriteerejä ei toteudu. Kriteeriä ei kuitenkaan voida sulkea pois laittamalla todennäköisyysjakauma 100 % luokalle LC, koska 100 % todennäköisyys luokalle LC tarkoittaa, että lajin tiedetään varmasti olevan tämän kriteerin perusteella elinvoimainen.

Lisäksi Newtonin mallissa on käytetty luokkaa LC kuvaamaan lajeja, jotka eivät ole uhanalaisia (CR–VU). Tätä luokkaa olisi kuitenkin parempi ilmaista sanoilla ”Alempi” (Lower) tai NT/LC, sillä luokiteltava laji, joka ei täytä uhanalaisten kriteerejä voi olla joko silmälläpidettävä (NT) tai elinvoimainen (LC).



Kuva 2: Newtonin (2010) esittämä IUCN:n luokittelukriteereihin perustuva ja uhanalaisuuden luokittelumenetelmää kuvaava Bayes-verkko.

A or B1																
B1Geograp...	CR				EN				VU				LC			
A Populatio...	CR	EN	VU	LC	CR	EN	VU	LC	CR	EN	VU	LC	CR	EN	VU	LC
CR	1	1	1	1	1	0	0	0	1	0	0	0	1	0	0	0
EN	0	0	0	0	0	1	1	1	0	1	0	0	0	1	0	0
VU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	1
LC	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Kuva 3: Newtonin (2010) Bayes-verkon muuttujan ”A or B1” todennäköisyystaulukon osa, jossa tarkastellaan samaan aikaan muuttujia A ja B1. Varsinaiseksi uhanalaisuusluokaksi on valittu korkeamman luokan antavan muuttujan mukainen luokka.

C B2 Geographic range AO																
B2bc	None															
B2ai Severe...	false															
B2ai Numb...	1				5				10				> 10			
B2 Area of ...	< 10 km	< 500	< 2000	> 2000	< 10 km	< 500	< 2000	> 2000	< 10 km	< 500	< 2000	> 2000	< 10 km	< 500	< 2000	> 2000
CR	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
EN	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
VU	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LC	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Kuva 4: Newtonin (2010) Bayes-verkon kriteerin B2 todennäköisyystaulukon osa, jossa toteutumaton kriteeri määritetään luokkaan LC.

Newtonin mallin ongelmana on myös, että kriteerien poissulkeminen ei ole mahdollista ja kaikkiin kriteereihin tulee laittaa todennäköisyysjakauma. Tämän mallin avulla voidaan siis tarkastella lajeja ainoastaan kaikkien viiden kriteerin yhdistelmän avulla.

Poissulkemisen ongelmaa havainnollistaa seuraava esimerkki. Newton esittää artikkelissaan, kuinka haukkalajin (*Falco peregrine*) uhanalaisuutta tarkasteltiin hänen tekemänsä mallin avulla. Luokittelukriteerien tarkastelussa ilmeni, että kriteeriä C ei voitu käyttää, sillä kriteerin käyttämiseksi vaadittavat ehdot eivät täyttyneet. Artikkelista ei kuitenkaan ilmene, miten kriteeri on poistettu käytöstä. Tulosten tarkastelussa Newton toteaa, että kun yhteen kriteeriin liittyvää tietoa ei ole ollenkaan, paras ratkaisu on jättää tämä kriteeri huomioimatta ja laittaa sille jakauma luokkaan elinvoimainen/puutteellinen tieto (LC/DD). Tästä päätelleen kriteeri C poistettiin laittamalla jakauma 100 % luokkaan LC. Tämä edellyttäisi kuitenkin jälleen sitä, että tiedetään varmasti kriteerin vastaavan luokkaa LC. Näin ollen haukkalajille määräytynyt lopullinen uhanalaisuusluokka (EN) on edellisten perustelujen mukaan virheellinen luokan LC ylikorostuessa.

Lisäksi Newton on haukkaesimerkissään määritellyt kaikille kriteerin A alakriteereille tilat, vaikka osa näistä alakriteereistä (A1 ja A2 sekä A1 ja A4, Liite 2) sulkevat toisensa pois, eikä kaikkia alakriteereitä voida tarkastella samanaikaisesti. Newtonin artikkelissaan käyttämä haukkaesimerkki ei myöskään vastaa todellista luokittelutilannetta, vaan on hyvin teoreettinen kuvaus lajin luokittelusta.

1.6. Tämän työn tavoitteet

Tämän työn tarkoituksena on laatia IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmää ja luokittelun pääkriteereitä kuvaavaa, varovaisuusperiaatteeseen perustuva Bayes-verkko IUCN:n nykyisen luokittelumenetelmän perusteella (Mannerkoski & Rytteri 2007, IUCN 2010, Rassi ym. 2010). Uhanalaisuuden luokittelumenetelmän pääkriteereitä kuvaavan mallin lisäksi tehdään myös kaksi

vastaavaa, mutta eri laskentaperiaatteilla toimivaa mallia, joista toinen laskee käytettyjen luokkien keskiarvot ja toinen käytettyjen luokkien osuudet. Näiden lisäksi rakennetaan varovaisuusperiaatteen perustuva malli, joka antaa mahdollisuuden määrittellä todennäköisyydet pääkriteerien lisäksi kaikille uhanalaisuuden luokittelumenetelmän alakriteereille. Kaiken kaikkiaan rakennetaan siis neljä uhanalaisuuden luokittelumenetelmää kuvaavaa Bayes-verkkoa.

Valmiiden mallien toimintaa tarkastellaan haastattelemalla Suomen vuoden 2010 uhanalaisuusarviointiin (Rassi ym. 2010) osallistuneita asiantuntijoita. Asiantuntijahaastattelujen tarkoituksena on tarkastella uhanalaisiin lajeihin liittyvän epävarmuuden esittämistä mallien avulla todellisen uhanalaisuusaineiston ja asiantuntijatiedon avulla. Lisäksi haastattelut mahdollistavat mallien toiminnan ja rakenteen tarkastelun ja analysoinnin käytännössä. Työn tarkoituksena on myös vertailla haastatteluissa saatavia luokittelutuloksia vuoden 2010 arvioinnin (Rassi ym. 2010) tuloksiin, tarkastella tulosten vastaavuutta sekä raportoida asiantuntijoiden suhtautumista todennäköisyysjakaumien määrittämiseen ja todennäköisyysmallinnuksen käyttöön lajien uhanalaisuuden arvioinnissa. Malleja voidaan mahdollisesti jatkossa kehittää niin, että niitä voidaan käyttää apuvälineinä luokittelutyössä ja erityisesti uhanalaisiin lajeihin liittyvän epävarman tiedon tarkastelussa.

2. Aineisto ja menetelmät

2.1. Bayesilainen päättely

Bayesilainen päättely perustuu englantilaisen pastorin ja matemaatikon Thomas Bayesin (n. 1701–1761) todennäköisyysteoriaan, jota käsitellyt artikkeli julkaistiin vasta kaksi vuotta miehen kuoleman jälkeen. Julkaisussa Bayes esittää nykyisin Bayesin sääntönä tai Bayesin teoreemana tunnetun todennäköisyysteorian, jonka hän kehitti peräkkäisten tapausten todennäköisyyksien määrittelemiseksi (Bellhouse 2004). Bayesin sääntö perustuu ehdolliseen todennäköisyyteen ja yksinkertaisimmillaan sitä voidaan kuvata seuraavan kaavan avulla:

$$p(A|B) = \frac{p(B|A)p(A)}{p(B)}$$

Kaavassa $P(A|B)$ on A:n ehdollinen todennäköisyys, eli A:n todennäköisyys sillä ehdolla, että B tapahtuu. $P(B|A)$ on B:n ehdollinen todennäköisyys eli B:n todennäköisyys sillä ehdolla, että A tapahtuu, $P(A)$ on A:n prioritodennäköisyys ja $P(B)$ on B:n prioritodennäköisyys.

Tässä tapauksessa A on epävarma tarkastelun kohteena oleva asia ja B on uusi tieto tai havainto. Bayesin teoreema esittää, kuinka A:n prioritodennäköisyydestä $p(A)$ päästään posterioritodennäköisyyteen $p(A|B)$. Prioritieto on siis tietoa, jota tarkastelijalla on ennen kuin uutta tietoa (B) on käytettävissä ja posterioritieto kuvaa tilannetta, jossa tiedetään uuden tiedon todennäköisyys.

Kaavaa voidaan havainnollistaa seuraavalla vesikirppuesimerkillä. Oletetaan, että meribiologi on ottanut kaksi näytettä, joista toisessa (Malja 1) on 50 yksilöä *Daphnia*-suvun vesikirppua ja 100 yksilöä *Bosmina*-suvun vesikirppua. Toisessa näytteessä (Malja 2) on 50 yksilöä molemmista suvuista. Meribiologi valitsee

ensin sattumanvaraisesti toisen näytteistä ja pipetoi siitä yhden vesikirpun. Mikroskoopilla tarkastetaan, että kyseessä on *Bosmina* sp. Seuraavaksi biologi haluaa tietää, millä todennäköisyydellä *Bosmina* sp. on peräisin näytteestä 1.

Todennäköisyys voidaan laskea Bayesin teoreeman avulla. Tässä tapauksessa tahdotaan siis tietää todennäköisyys sille, että näyte on pipetoitu maljalta 1, kun tiedetään, että näytteen vesikirppu on *Bosmina* eli $P(\text{Malja 1} \mid \text{Bosmina})$. $P(\text{Bosmina})$ on todennäköisyys sille, että näytteen vesikirppu on *Bosmina* ja sen todennäköisyys on *Bosmina*-vesikirppujen osuus kaikista vesikirpuista eli $150/250=0,60$. $P(\text{Malja 1})$ on todennäköisyys sille, että valittu malja on juuri malja 1 ja koska maljoja on vain kaksi, niin maljan 1 todennäköisyys on luonnollisesti 0,5. $P(\text{Bosmina} \mid \text{Malja 1})$ on todennäköisyys sille, että näytteen vesikirppu on *Bosmina*, sillä ehdolla, että tiedetään, että se on peräisin maljalta 1. Koska maljalla 1 on yhteensä 150 vesikirppua, joista 100 on *Bosminaa*, niin $P(\text{Bosmina} \mid \text{Malja 1}) = 100/150 = 0,67$.

Näiden tietojen perusteella voidaan Bayesin teoreemaa soveltaen laskea todennäköisyys sille, että näytteen vesikirppu on peräisin maljalta 1:

$$P(\text{Malja 1} \mid \text{Bosmina}) = \frac{P(\text{Bosmina} \mid \text{Malja 1})P(\text{Malja 1})}{P(\text{Bosmina})} = \frac{0,67 \times 0,50}{0,60} = 0,56$$

Näin ollen vesikirppu on 56 % todennäköisyydellä peräisin maljalta 1.

Bayesilaisen päättelyn keskeiset tiedonlähteet ovat ennakkotieto eli prioritieto, uusi tieto, todennäköisyysmalli sekä jälkimmäinen tieto eli posterioritieto. Näitä kaikkia tietolähteitä kuvataan todennäköisyysjakaumien avulla. Prioritieto voi perustua edeltäviin tutkimuksiin tai asiantuntijatietoon ja uusi tieto on yleensä tarkasteltavaa asiaa koskevaa uutta tutkimusaineistoa. Posterioritieto on prioritiedon ja uuden tiedon yhdistelmä eli paras mahdollinen arvio tarkasteltavan asian tilasta. Esimerkiksi uuden tiedon avulla voidaan saada aiempaa tarkempaa tietoa lajin levinneisyydestä, jolloin posterioritiedon todennäköisyysjakauma on aiempaa kapeampi (McCarthy 2007). Posteriorijakauman muoto kertoo tiedon

tarkkuudesta ja laadusta ja sen muoto ilmentää havainnollisesti tutkittavaan asiaan liittyvää epävarmuutta.

Bayesilainen päättely eroaa perinteisistä tilastollisista päättelymenetelmistä useilla tavoilla. Perinteisessä tilastotieteessä tarkastellaan esimerkiksi sitä, onko tarkasteltavien ilmiöiden, esimerkiksi rapujen aggressiivisuuden ja koon, välillä korrelaationsuhdetta. Tässä tapauksessa hypoteesina voisi olla, että aggressiivisuuden ja koon välillä on riippuvuussuhde ja nollahypoteesina, että tekijät eivät korreloi keskenään. Jos nollahypoteesi on mahdollista kumota (jos nollahypoteesin P-arvo on alle 0,05 tai 0,01) tulokset ovat tilastollisesti merkitseviä, ja korrelaation olemassaolo voidaan pitää todistettuna (Hilborn & Mangel 1997, McCarthy 2007).

Bayesilaisen päättelyn menetelmillä tarkastellaan sen sijaan sitä, kuinka todennäköistä on, että rapujen koon ja aggressiivisuuden välillä on riippuvuussuhde, kun otetaan huomioon rapuista tiedossa olevat ennakkotiedot ja uusi tieto. Ennakkotietojen hyödyntäminen tapahtuu määrittelemällä parametreille prioritodennäköisyysjakaumat tai hyödyntämällä edellisten tutkimusten posteriorijakaumia priorijakaumina. Bayesilaisten menetelmien avulla voidaan päivittää aineistoa ennakkotietojen avulla, jolloin saadaan tietää posteriorijakaumalle, että hypoteesi 1 on totta, kun aineisto tunnetaan (Hilborn & Mangel 1997). Bayesilainen tilastotiede siis yhdistää jo tiedossa olevan tiedon uuden tiedon kanssa, jolloin saadaan tarkempaa tietoa tutkittavasta asiasta. On esimerkiksi mahdollista, että aikaisempien tutkimusten mukaan rapujen koon ja aggressiivisuuden välinen korrelaatio on selvästi osoitettu. Tämä ennakkotieto vaikuttaa uuden aineiston ohella tarkentavasti rapujen aggressiivisuuden ja koon väliseen posteriorijakaumaan.

Juuri ennakkotietojen hyödyntäminen tutkittavasta asiasta mahdollistaa sen, että bayesilaisten menetelmien avulla voidaan tehdä todennäköisyysarvioita maailman tilasta. Sen sijaan perinteisillä menetelmillä on tyydyttävä tekemään arvioita ainoastaan kerätyn aineiston pitkäaikaisten keskiarvojen perusteella. Perinteisessä

tilastotieteessä ainoastaan nykyisen aineiston sisältämää tietoa voidaan käyttää hyödyksi, joten ennakkotietojen käytöstä ei voida saada lisähyötyä (McCarthy 2007).

Lajien uhanalaisuutta arvioidessa on tärkeää voida arvioida yksilöiden määrää ja levinneisyyttä tilanteissa, joissa havainnot ovat puutteellisia ja tarkoista lukumääristä ei olla varmoja. Perinteiset tilastotieteen menetelmät eivät sovellu hyvin lajien esiintymisen arviointiin, sillä niiden avulla arvioidaan pitkäaikaisia keskiarvoja yksittäisten havaintojen sijaan. Sen sijaan bayesilaiset menetelmät soveltuvat perinteisiä tilastotieteitä paremmin lajien levinneisyyden ja läsnäolon arvioimiseen (McCarthy 2007).

2.2. Bayes-verkot

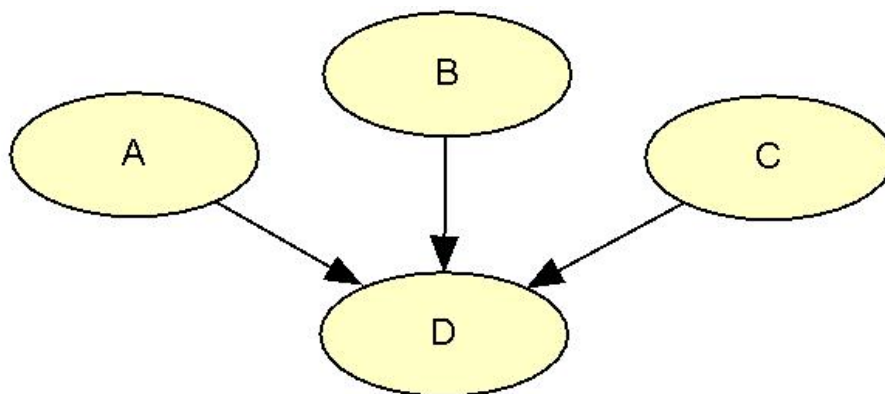
Bayes-verkot (engl. Bayesian Belief Networks (BBNs), Bayesian nets, graphical probability models ym.) ovat bayesilaisen päättelyn menetelmiä. Ne ovat matemaattisia malleja, joita kuvataan graafisten verkkokaavioiden avulla. Bayes-verkot ovat suunnattuja syklittömiä verkkoja (DAGs: directed acyclic graphs) (Pearl 1985) eli niiden verkkorakenteessa ei voi olla polkua, jonka alku- ja loppupisteenä olisi yksi ja sama muuttuja.

Bayes-verkkojen avulla voidaan mallintaa epävarmaa tietoa todennäköisyysjakaumien avulla. Todennäköisyysjakaumien leveys kuvaa epävarmuuden tasoa: mitä vähemmän aihealueesta tiedetään, sitä leveämpiä ovat todennäköisyysjakaumat. Tarkkaa tietoa sen sijaan voidaan kuvata kapealla todennäköisyysjakaumalla. Verkkojen avulla voidaan laskea kuinka todennäköisiä tarkasteltavat tapahtumat ovat ja kuinka tapahtumien todennäköisyydet muuttuvat tiedon muuttuessa (Korb & Nicholson 2004).

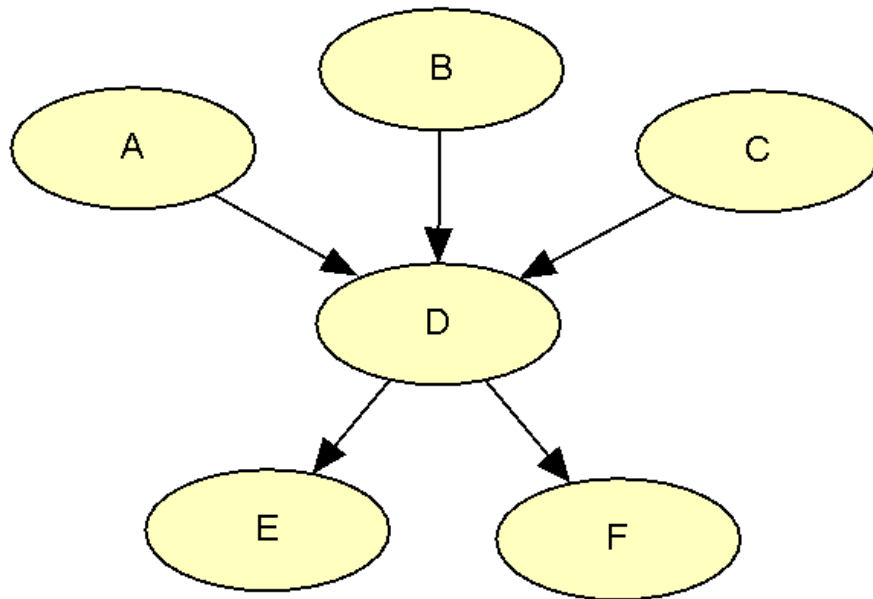
Bayes-verkot koostuvat solmuista (nodes) ja nuolista (arcs). Solmut ovat mallin muuttujia ja niitä yhdistävät nuolet kertovat muuttujien välisestä ehdollisesta riippuvuussuhteesta (Jensen 2001). Muuttujat voivat olla joko diskreettejä

satunnaismuuttujia (discrete variable) tai jatkuvia satunnaismuuttujia (continuous variable) (O'Hagan ym. 2006). Solmuja on riippuvuussuhteen mukaan kahdenlaisia: solmuja, jotka vaikuttavat muihin solmuihin, sanotaan vanhemmiksi (parents), ja solmuja, joihin muut solmut (vanhemmat) vaikuttavat, kutsutaan lapsiksi (children). Eli jos solmujen A ja D välillä on nuoli, joka osoittaa yhteyttä $A \rightarrow D$, tällöin A on D:n vanhempi ja kääntäen D A:n lapsi (Kuva 5). Solmu voi myös olla samaan aikaan sekä vanhempi että lapsi (Kuva 6). Solmujen avulla ilmaistaan muuttujien tapauksia, joilla on useita tiloja (state), esimerkiksi uhanalaisuusastetta (tilat: korkea tai matala), asuinlaikkujen määrää (tilat: 100,1000,10000...) tai uhanalaistumisen syitä (tila: metsien ikärakenteen muutokset, lahoppuun väheneminen) (Jensen 2001).

Solmut, jotka ovat toisten solmujen vanhempia, mutta joilla ei itsellään ole vanhempia, sisältävät alkuperäistiedon mukaisia reunajakaumia ja näiden solmujen lapset sisältävät ehdollisia todennäköisyystaulukoita (conditional probability table; CPT), jotka riippuvat vanhempien todennäköisyysjakaumista. Niinpä Bayes-verkossa muutos vanhemman tilojen todennäköisyyksissä aiheuttaa muutoksen myös lapsien tilojen todennäköisyyksissä ja tiedon päivittyminen tapahtuu Bayesin kaavan mukaisesti (Ben-Gal 2007).



Kuva 5. Bayes-verkko, jossa on neljä solmua ja kolme nuolta. Kolme ylintä solmua (A–C) ovat solmun D vanhempia ja solmu D näin ollen kolmen ylimmän lapsi.



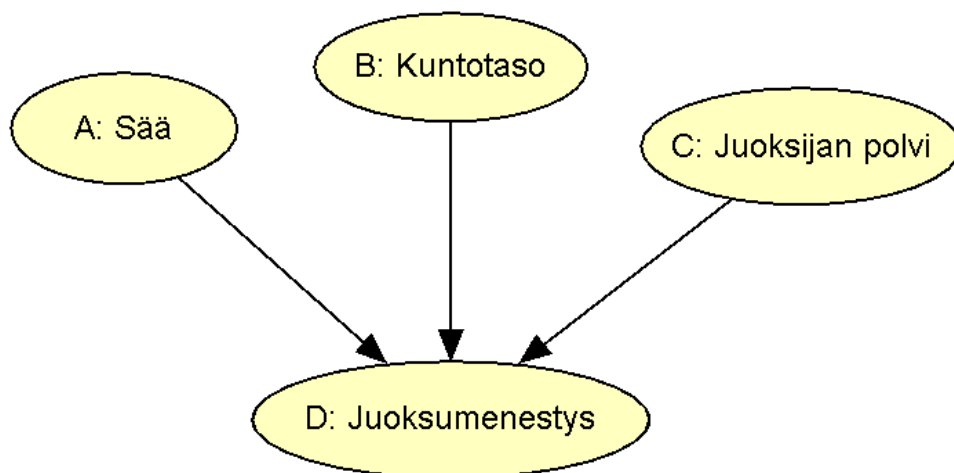
Kuva 6. Bayes-verkko, jossa solmu D on solmujen A–C lapsi ja solmujen E ja F vanhempi.

Bayes-verkot ovat peräisin tekoälytutkimuksesta (Uusitalo 2007) ja verkkojen käyttö on yleistynyt huomattavasti eri aloilla viimeisen vuosikymmenen aikana. Niitä käytetään muun muassa ympäristöriskien arvioinnissa ja mallintamisessa sekä ympäristönsuojelussa (esim. Varis 1997, Kuikka ym. 1999, Marcot ym. 2001, Borsuk ym. 2004, Bromley ym. 2005, Uusitalo ym. 2005, Marcot 2006, Marcot ym. 2006, McCann ym. 2006, Newton ym. 2006, Newton ym. 2007, Smith ym. 2007, Ticehurst ym. 2007, Barton ym. 2008, Shenton ym. 2010, Helle ym. 2011, Uusitalo ym. 2011), lääketieteellisessä taudinmäärityksessä (esim. Cruz-Ramirez ym. 2007), sään ennustamisessa (esim. Cofino ym. 2002) sekä puheen tunnistuksessa (esim. Nefian ym. 2002). Bayes-verkkoja on mahdollista rakentaa erilaisten ohjelmien avulla (esim. Hugin, Netica B-Course ym.). Tässä työssä olen käyttänyt ohjelmia Hugin Educational 7.4 ja Hugin Researcher 7.6 (Madsen ym. 2005).

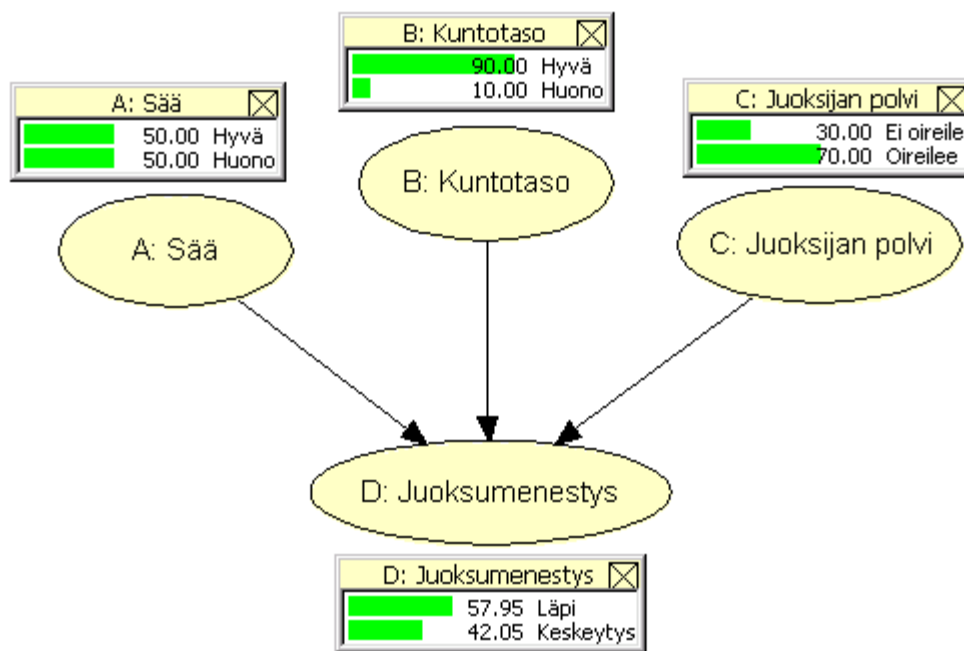
Havainnollistan seuraavaksi Bayes-verkon rakennetta yksinkertaisen esimerkin avulla. Ajatellaan, että henkilö aikoo osallistua juoksukilpailuun ja tahtoo tietää, millä todennäköisyydellä pystyy juoksemaan koko matkan ja millä todennäköisyydellä joutuu keskeyttämään juoksun. Oletetaan yksinkertaisuuden

vuoksi, että juoksumenestykseen vaikuttaa ainoastaan henkilön kuntotaso, säätila sekä juoksijan polvi -niminen rasitusvamma. Nämä kaikki tekijät ovat asioita, joiden tilasta ei voida olla täysin varmoja. Kaikkien näiden kolmen muuttujan vaikutus juoksumenestykseen voidaan kuvata Bayes-verkkona (Kuva 7).

Lisäksi oletetaan yksinkertaisesti, että sää kisan aikana voi olla joko hyvä tai huono ja että henkilön kuntotaso on joko hyvä tai huono ja että hän saattaa tuolloin kärsiä juoksijan polvesta. Näille kolmelle muuttujalle on arvioitu todennäköisyysjakaumat (Kuva 8), jotka ovat siis muuttujien ”Sää”, ”Kuntotaso” ja ”Juoksijan polvi” sisältämiä jakaumia.



Kuva 7. Bayes-verkko, joka kuvaa juoksumenestyksen todennäköisyyttä.



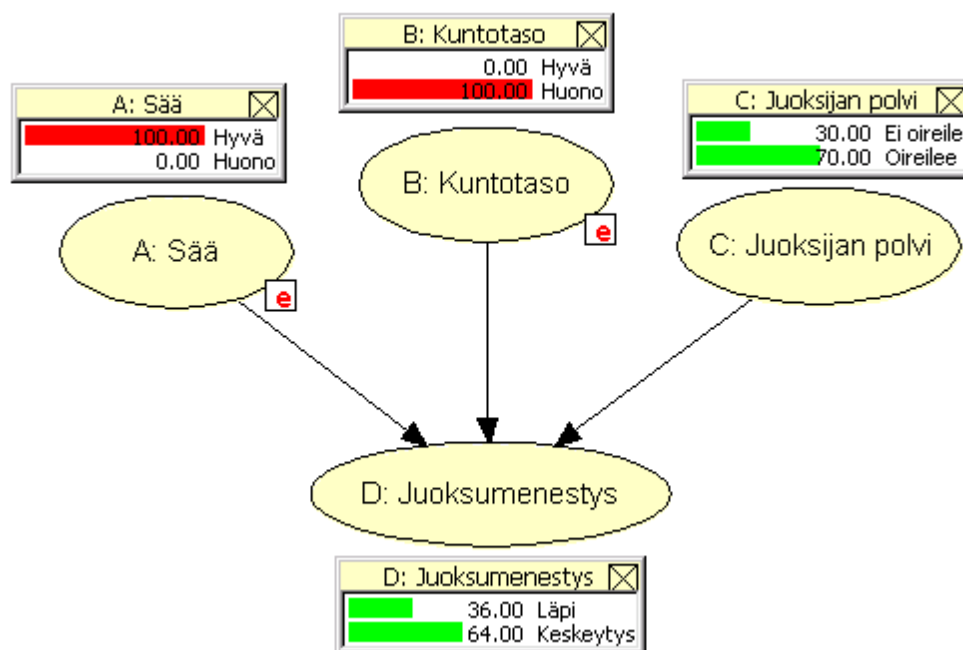
Kuva 8. Bayes-verkko, joka kuvaa juoksumenestyksen todennäköisyyttä. Kuvassa näkyvät muuttujien (A–D) todennäköisyysjakaumat.

Bayes-verkon muuttujien määrittely aloitetaan lisäämällä muuttujille A ja B tilat ”hyvä” ja ”huono” ja muuttujalle C tilat ”ei oireile” ja ”oireilee” sekä määrittämällä näille tiloille jakaumat (Kuva 8). Vanhempien jakaumien määrittelyn jälkeen määritellään solmun ”D: Juoksumenestys” ehdollisen todennäköisyystaulukon (conditional probability table, CPT) jakaumat (Kuva 9). Muuttujan ”Juoksumenestys” ehdollisessa todennäköisyystaulukossa (CPT) on siis määritelty juoksumenestyksen todennäköisyys (tilat läpi/keskeytys), kun solmut sää, kuntotaso ja juoksijan polvi huomioidaan eli $p(D \mid A, B, C)$. Todennäköisyystaulukossa arvioidaan siis solmun D: juoksumenestys todennäköisyyttä kaikkien mahdollisten kohtien A, B, C ja D yhdistelmien avulla. Koska kaikissa neljässä solmussa A–D on kaksi tilaa, tulee taulukkoon ($2 \times 2 \times 2 \times 2 =$) 16 ruutua.

Juoksijan polvi	Ei oireile				Oireilee			
	Hyvä		Huono		Hyvä		Huono	
Sää	Hyvä	Huono	Hyvä	Huono	Hyvä	Huono	Hyvä	Huono
Läpi	0.99	0.9	0.5	0.45	0.5	0.45	0.3	0.01
Keskeytys	0.01	0.1	0.5	0.55	0.5	0.55	0.7	0.99

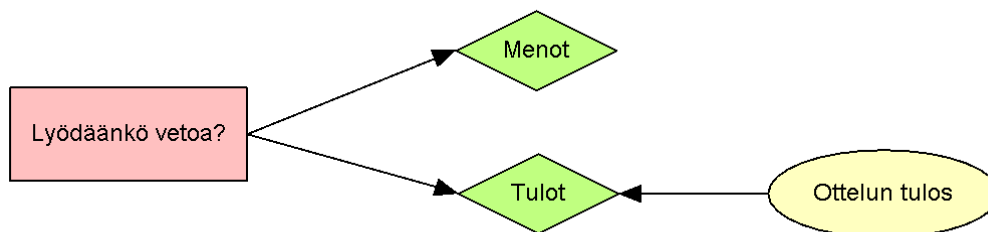
Kuva 9. Solmun D: Juoksumenestys ehdollinen todennäköisyystaulukko (CPT).

Valmista Bayes-verkkoa voidaan käsitellä ja tarkastella Hugin-ohjelman ”Run”-näkyssä (Kuva 10). Näkyssä voidaan esimerkiksi määrittää muuttujille todennäköisyysjakaumia. Kuvan 10 esimerkissä on määritelty 100 % varmuudella muuttujien ”Sää” (hyvä) ja ”Kuntotaso” (huono) todennäköisyydet. Jos tiedetään varmasti sään olevan hyvä ja kuntotason huono, voidaan muuttujan D kohdalta havaita, että todennäköisyys juoksun keskeyttämiselle on tiedon tarkennuttua aiempaa suurempi (vrt. Kuva 8).



Kuva 10. Bayes-verkon päivittyminen. Alkuperäismuuttujien A–C tilojen todennäköisyyksien muuttaminen vaikuttaa muuttujan D tilojen todennäköisyyksiin.

Satunnaismuuttujien lisäksi Bayes-verkoissa voidaan käyttää myös päätös- ja hyötymuuttujia. Päätösmuuttujien avulla esitetään käyttäjän tekemiä päätöksiä ja niitä kuvataan Hugin-ohjelmissa suorakaiteen mallisen kuvion avulla (Kuva 11). Esimerkiksi vedonlyöntiä tarkastelevan Bayes-verkon päätösmuuttuja voisi kuvata tilannetta, jossa on vaihtoehtoina lyödä vetoa joko kotijoukkueen, vierasjoukkueen tai tasapelin puolesta tai jättää vedonlyönti kokonaan väliin. Tässä tapauksessa päätösmuuttujan tiloja on neljä: 1, X, 2 ja ”Ei lyödä vetoa” (Taulukko 2). Hyötymuuttujien avulla sen sijaan kuvataan mahdollista hyötyä ja sen todennäköisyyttä ja niitä kuvataan Hugin-ohjelmissa vinoneliön avulla (Kuva 11).



Kuva 11. Vedonlyöntitilannetta kuvaava Bayes-verkko, jossa vedonlyönnin päätöstä kuvataan suorakaiteen mallisella päätösmuuttujalla ja mahdollisia menoja ja tuloja vinoneliön muotoisten hyötymuuttujien avulla. Ottelun tulosta kuvataan satunnaismuuttujalla.

Taulukko 2. Päätösmuuttujan ”Lyödäänkö vetoa” todennäköisyystaulukko, jossa kaikki tapaukset ovat yhtä todennäköisiä.

Lyödäänkö vetoa?	
1	0,25
X	0,25
2	0,25
Ei löydä vetoa	0,25

2.3. Laadittujen uhanalaisuusmallien kuvaus

Uhanalaisuusluokittelua kuvaavien Bayes-verkkojen rakentamisen lähtökohtana oli, että verkkojen käytön tulee olla luokittelijoille helppoa ja nopeaa, jotta lajien uhanalaisuuden luokitteluun liittyvän epävarmuuden tarkastelu olisi mielekästä. Isojen, useita kriteerejä ja laajoja todennäköisyystaulukoita sisältävien mallien rakentaminen erikseen kunkin lajin luokittelun kohdalla on hyvin työlästä ja aikaa vievää. Näin ollen on tärkeää, että yhtä yksittäistä Bayes-verkkoa voidaan käyttää eri lajien luokitteluun. Valmiit IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmää kuvaavat Bayes-verkot sopivatkin kaikkien kriteerien tarkasteluun ja eri lajien luokitteluun.

Kansainvälinen luonnonsuojeluliiton uhanalaisuuskriteerien monipuolisuuden vuoksi ja erilaisten laskentaperiaatteiden tarkastelun mahdollistamiseksi luokittelumenetelmää kuvaavia malleja rakennettiin kaiken kaikkiaan neljä kappaletta. Kaikkien neljän mallin avulla voidaan määrittää jakaumat uhanalaisuuskriteereille A–D. Mallien avulla epävarmaa tai puutteellista tietoa kuvataan todennäköisyysjakaumilla. Hyvin epävarmaa tietoa kuvataan tasajakaumalla, jossa eri luokkien todennäköisyydet ovat yhtä suuret tai lähes yhtä suuret. Sen sijaan varmaa tietoa kuvataan huipukkaalla jakaumalla, esimerkiksi antamalla 100 % todennäköisyys yhdelle luokalle. Jos tiedetään, että jonkin kriteerin tarvittavat alakriteerit eivät täyty, kriteerit otetaan päätösmuuttujan avulla pois käytöstä, eikä kriteerin muuttujille määritetä todennäköisyysjakaumia.

Rakennettujen Bayes-verkkojen avulla luokittelukriteerien eri kynnyksarvoille on mahdollista antaa todennäköisyysjakaumat sen sijaan, että päädyttäisiin valitsemaan ainoastaan yksi ”parhaaseen arvioon” perustuva arvo ja sitä myötä yksi uhanalaisuusluokka. Esimerkiksi, jos arvellaan että lajin X esiintymisalueen koko (kriteeri B2) on 5–100 km², laji voisi tämän perusteella olla joko äärimmäisen uhanalainen tai erittäin uhanalainen (Taulukko 1). Sen sijaan että luokittelijat päätyisivät tässä tapauksessa varovaisuusperiaatteen mukaan valitsemaan lajille luokan CR, he voisivat esimerkiksi määritellä esiintymisalueen

koon olevan 80 % todennäköisyydellä 10–100 km² (luokka EN) ja 20 % todennäköisyydellä 5–10 km² (luokka CR), jolloin arvio todellisesta uhanalaisuusluokasta olisi realistisempi ja läpinäkyvämpi. Näin eri uhanalaisuusluokkien välille määräytyy todennäköisyysjakauma, ja laji voidaan luokitella äärimmäisen uhanalaisen sijasta 20 % todennäköisyydellä äärimmäisen uhanalaiseksi ja 80 % todennäköisyydellä erittäin uhanalaiseksi.

Tässä työssä rakennettiin siis yhteensä neljä erilaista mallia (Taulukko 3). Näistä ensimmäinen (Kuva 12) on rakennettu varovaisuusperiaatteen mukaisesti, toinen perustuu luokkien osuuksien laskennalle (Kuva 17) ja kolmas keskiarvolaskentaan (Kuva 17). Mallien laskenta eroaa ainoastaan lopullisten uhanalaisuusluokkien määrittymisen tasolla ja eri luokkien todennäköisyyttä ilmaisevat todennäköisyysjakaumat määritetään kaikkiin kolmeen ensimmäiseen malliin samalla tavalla. Kolme ensimmäistä mallia ovat muuttujien lukumäärän suhteen yksinkertaisempia kuin neljäs malli (Kuva 21). Yksinkertaisemmat mallit eroavat monimutkaisemmasta mallista myös kriteerien tarkastelun tasolla. Tarkoituksena on, että yksinkertaisempien mallien avulla tarkastellaan aluksi kriteerikohtaisesti luokitteluheitojen täyttymistä ja sen jälkeen annetaan varsinaisille käyttöön soveltuville kriteereille (A1–A4, B1–B2, C1–C2, D1–D2 tai E) todennäköisyysjakaumat (Kuvat 12 ja 17).

Laadituista malleista neljäs (Kuva 21) on muita monimutkaisempi ja siinä lähtökohtana on alhaalta ylöspäin suuntautuva tarkastelu, jossa kunkin alakriteerin (mm. Bb(i–v) ja Bc(i–iv)) toteutumista voidaan tarkastella erikseen ja siirtyä lopulta antamaan jakauma varsinaisille pääkriteereille (A1–A4, B1–B2, C1–C2, D1–D2 tai E) niiden kynnsarvojen mukaisesti.

Taulukko 3. Rakennetut uhanalaisuusmallit.

Mallin nimi	Muuttujien lkm	Kuvaus
Varovaisuusperiaatteeseen perustuva malli VAR	22	Kuvaa uhanalaisuusluokittelun pääkriteerit A-E. Laskenta perustuu varovaisuusperiaatteeseen.
Osuuslaskentaan perustuva malli PROS	20	Kuvaa uhanalaisuusluokittelun pääkriteerit A-D. Laskenta perustuu osuuksien laskentaan.
Keskiarvolaskentaan perustuva malli KA	20	Kuvaa uhanalaisuusluokittelun pääkriteerit A-D. Laskenta perustuu keskiarvolaskentaan.
Varovaisuusperiaatteeseen perustuva malli KVALI	53	Kuvaa uhanalaisuusluokittelun pää- ja alakriteerit. Laskenta perustuu varovaisuusperiaatteeseen.

Valmiiden mallien rakenne käytiin yksityiskohtaisesti läpi yhden ”Suomen lajien uhanalaisuus, Punainen kirja 2010” -teoksen (Rassi ym. 2010) toimittajan Ilpo Mannerkosken kanssa. Tapaamisen tarkoituksena oli varmistaa, että mallien rakenne vastaisi mahdollisimman hyvin Suomen viimeisintä uhanalaisuusraporttia (Rassi ym. 2010) varten tehtyä käytännön luokittelutyötä.

Keskustelun myötä mallien rakenteisiin tehtiin pieniä muutoksia. Kriteerin C kohdalla kansainvälisen luonnonsuojeluliiton ohjeiden (Rassi ym. 2010) mukaan voidaan käyttää joko kriteeriä C1 tai kriteeriä C2. Keskustelussa kuitenkin ilmeni, että käytännön luokittelutyössä kriteerin C yhteydessä on käytetty joko kriteeriä C1, C2 tai molempia samanaikaisesti, joten malleihin lisättiin mahdollisuus valita myös kriteerien C1 ja C2 yhdistelmä.

Keskustelussa varmistettiin lisäksi, että kriteeri D2 sisältää ainoastaan luokan vaarantuneet (VU), joten kriteeriä D2 voidaan soveltaa ainoastaan vaarantuneiksi

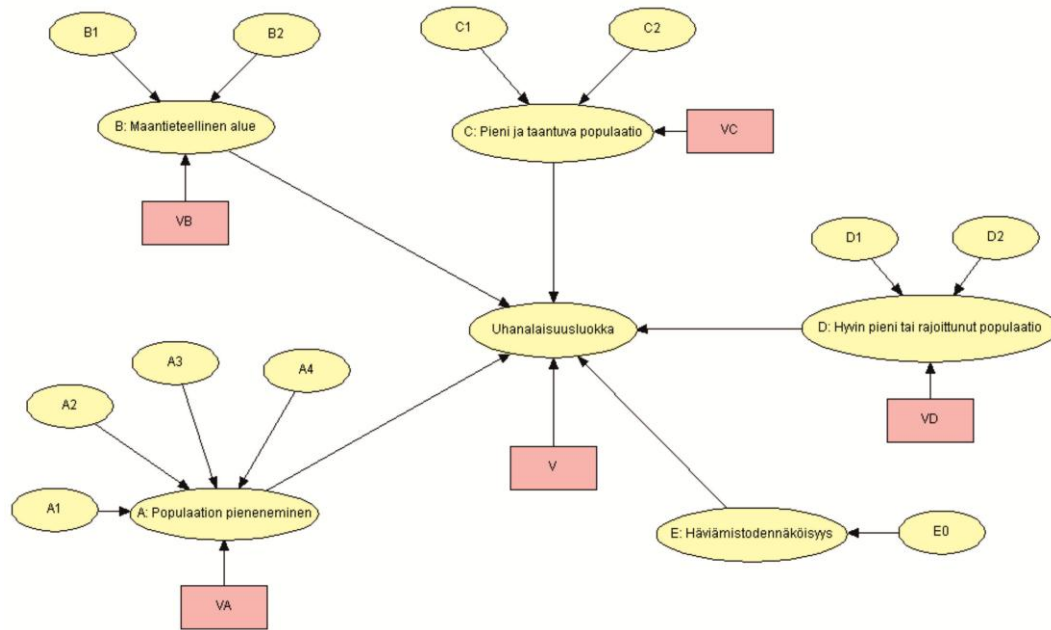
luokiteltaville lajeille. Varsinaisessa asiantuntijahaastattelutilanteessa kävi vielä ilmi, että käytännön luokittelussa voidaan valita kriteerin C2 alakriteereistä sekä alakriteeri a(i) että alakriteeri a(ii), vaikka kansainvälisen luonnonsuojeluliiton ohjeissa (Rassi ym. 2010) esitetään valittavaksi joko a(i) *tai* a(ii). Näin ollen mallien päätösmuuttujiin lisättiin myös vaihtoehto ”a(i)+a(ii)”.

Laadittujen uhanalaisuusmallien muuttujien ehdolliset todennäköisyystaulukot (CPT) ovat joidenkin muuttujien kohdalla hyvin suuria, esimerkiksi seuraavassa kappaleessa esiteltävän varovaisuusperiaatteeseen perustuvan yksinkertaisemman mallin (lyhenne VAR) muuttujan ”Uhanalaisuusluokka” sisältämä ehdollinen todennäköisyystaulukko on kooltaan 4 x 30720 (rivit x sarakkeet) = 122880 ruutua. Sarakkeiden määrää selittää muuttujaan ”Uhanalaisuusluokka” vaikuttavat viisi muuttujaa A-E sekä näiden muuttujien sisältämät neljä uhanalaisuusluokkaa CR-NT/LC (4x4x4x4x4) (Kuva 12). Kun päätösmuuttujan kriteerien erilaisia valintavaihtoehtoja on kaiken kaikkiaan 30 (Taulukko 6) tulee sarakemääräksi $4 \times 4 \times 4 \times 4 \times 4 \times 30 = 30720$ saraketta.

Tarkemmat mallien rakennetta ja toimintaa erittelevät kuvaukset on esitetty seuraavaksi mallikohtaisesti.

2.3.1. Varovaisuusperiaatteeseen perustuva yksinkertaisempi malli (VAR)

Varovaisuusperiaatteen mukainen malli (lyhenne VAR) (kuva 12) kuvaa IUCN:n uhanalaisten lajien luokittelun kriteerit, keskeisimmät alakriteerit ja kriteerien kynnysarvoja vastaavat uhanalaisuusluokat. Mallin avulla voidaan huomioida samanaikaisesti useampi kriteeri ja siitä voidaan päätösmuuttujien (kuvan 12 muuttujat ”Kriteerien valinta” sekä muuttujat ”VA”–”VD”) avulla valita käyttöön mitkä tahansa kriteerit, alakriteerit ja niiden yhdistelmät.



Kuva 12. Uhanalaisuusluokittelun kriteerejä kuvaava varovaisuusperiaatteeseen perustuva todennäköisyysmalli (VAR).

Muuttujien kuvaus

Newtonin mallin tavoin muodostin kaikille mallin määrällisille satunnaismuuttujille neliportaisen IUCN:n ohjeisiin perustuvan tilajakauman. Tilat muodostuvat kolmesta uhanalaisuusluokasta CR–VU sekä silmälläpidettävien tai elinvoimaisten luokasta NT/LC. Tilojen raja-arvot ovat erilaiset eri kriteerien kohdalla, ja ne on esitetty Taulukossa 1. Esimerkiksi muuttujan B2: ”esiintymisalueen koko” kohdalla todennäköisyysjakauma muodostuu lukujen $<10 \text{ km}^2$, $<500 \text{ km}^2$, $<2000 \text{ km}^2$ ja $\geq 2000 \text{ km}^2$ välille (Taulukot 1 ja 4).

Uhanalaisuusluokkia kuvataan mallissa laskennallisista syistä numeroiden ”0–3” avulla. Numeerinen muoto ei mahdollista muuttujien tilojen määrittelyä lukuarvoja tarkemmin. Niinpä luku 0 kuvaa luokkaa CR, luku 1 luokkaa EN, luku 2 luokkaa VU ja luku 3 luokkaa NT/LC (Taulukko 4).

Taulukko 4. Muuttujan B2 todennäköisyysjakauman kynnysarvot. Uhanalaisuusluokkien jälkeen suluissa on esitetty luokkia kuvaavat numerot.

Kriteeri	Luokka			
	CR(0)	EN(1)	VU(2)	NT/LC(3)
B2: Esiintymisalueen koko	<10 km ²	<500 km ²	<2000 km ²	≥2000 km ²

Varovaisuusperiaate mallissa

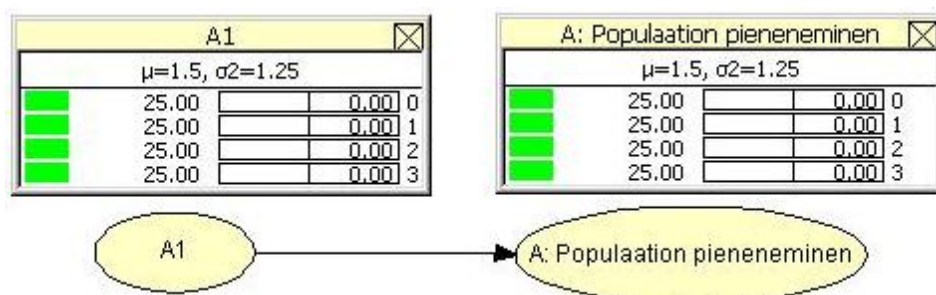
Mallin ehdolliset todennäköisyystaulukot on täytetty IUCN:n suositteleman varovaisuusperiaatteen mukaisesti samalla tavalla kuin Newtonin (2010) mallissa. Varovaisuusperiaatteen mukaisesti lopulliseksi luokaksi valitaan kunkin kriteerin kohdalla aina ylin mahdollinen, kun yksikin kriteeri tai alakriteeri täyttää ylemmän luokan ehdot. Esimerkiksi tarkastellessa mallin muuttujan ”C: Pieni ja taantuva populaatio” todennäköisyystaulukkoa kriteerien C1 ja C2b yhdistelmän kohdalta (Taulukko 5), huomataan, että muuttujan C1 mukaan lajin luokka on CR(0), mutta muuttujan C2 toisen palkin mukaan lajille kuuluu luokkaan EN(1). Näiden yhdistelmäksi tulee luokka CR, sillä muuttujan C2 antama luokka CR on korkeampi. Varovaisuusperiaatteen soveltaminen edellä mainitulla tavalla johtaa siihen, että luokkien CR ja EN todennäköisyys on suuri, kun luokiteltavaa lajia koskeva tieto on epävarmaa.

Taulukko 5. Varovaisuusperiaatemallin kriteerin C: ”Pieni ja taantuva populaatio” todennäköisyystaulukon osa. Kun muuttujan C1 kohdalla on luokka CR(0) ja muuttujan C2 kohdalla luokka EN(1), VU(2) tai NT/LC(3), valitaan lopulliseksi luokaksi varovaisuusperiaatteen mukaan korkeampi luokka CR(0).

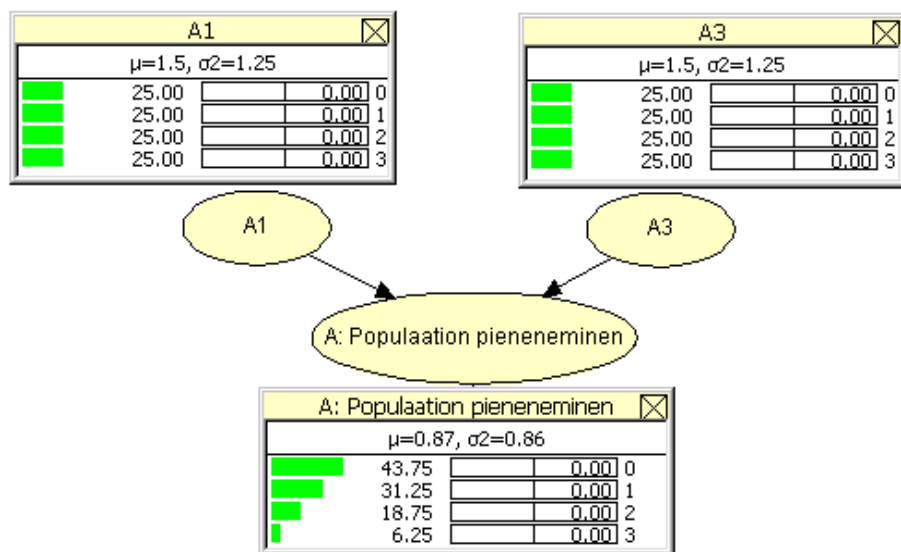
VC	C1+C2b			
C1	0			
C2	0	1	2	3
0	1	1	1	1
1	0	0	0	0
2	0	0	0	0
3	0	0	0	0

Lisäksi käytettävien kriteerien ja alakriteerien määrä sekä niitä koskevan epävarmuuden määrä vaikuttavat luokitteluun niin, että mitä enemmän kriteerejä on käytössä, sitä todennäköisemmin lajin uhanalaisuusluokaksi määrytyy joko äärimmäisen tai erittäin uhanalainen. Tätä voidaan havainnollistaa yksinkertaisen esimerkin avulla, jossa kuvataan ainoastaan kriteeriä A ja sen eri alakriteerejä. Esimerkissä lajin pienenemisen todennäköisyysjakauma on kaikissa alakriteereissä tasainen eli kaikki luokat ovat ennakkotietojen mukaan yhtä todennäköisiä (25 %).

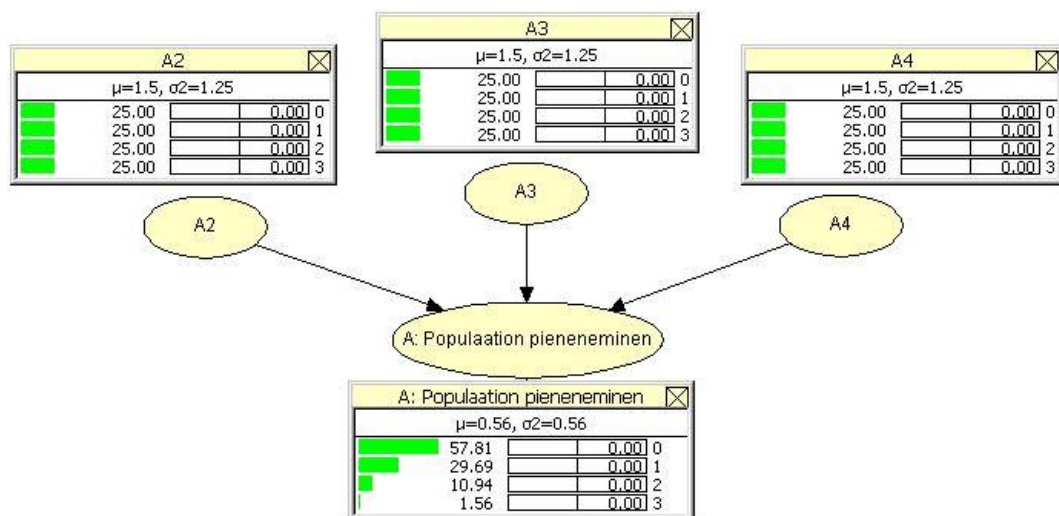
Kun kriteerin A alakriteerejä on vain yksi (tässä A1), niin kriteerin A alla kaikkien luokkien CR(0)–NT/LC(3) todennäköisyys on luonnollisesti samanlainen kuin alkuperäismuuttujan A1 todennäköisyysjakauma (Kuva 13). Alakriteerien määrän kasvaessa todennäköisyys sille, että lajille määrittyvä uhanalaisuusluokka on korkea (CR(0) tai EN(1)) kasvaa ja alempien luokkien (VU(2)–NT/LC(3)) todennäköisyys laskee (Kuvat 14 ja 15). Tämän perusteella voidaan päätellä, että mitä enemmän käytetään alakriteerejä, joiden kohdalla ei varmasti tiedetä lajin pienenemisen määrää, sen todennäköisempää on, että lajin uhanalaisuusluokaksi tulee äärimmäisen uhanalainen (CR) tai erittäin uhanalainen (EN).



Kuva 13. Mallin VAR kriteerin A alakriteerin A1 tasaisen todennäköisyysjakauman vaikutus kriteerin A uhanalaisuusluokkiin.



Kuva 14. Mallin VAR kriteerin A alakriteerien A1 ja A3 yhdessä määrittämät uhanalaisuusluokkien todennäköisyydet. Korkeimpien luokkien (CR(0) ja EN(1)) todennäköisyys kasvaa tasajakauman sisältävien alakriteerien lukumäärän lisääntymisen myötä.



Kuva 15: Mallin VAR kriteerin A alakriteerien A2–A4 yhdessä määrittämät uhanalaisuusluokkien todennäköisyydet. Korkeimpien luokkien (CR(0) ja EN(1)) todennäköisyys kasvaa tasajakauman sisältävien alakriteerien lukumäärän lisääntymisen myötä.

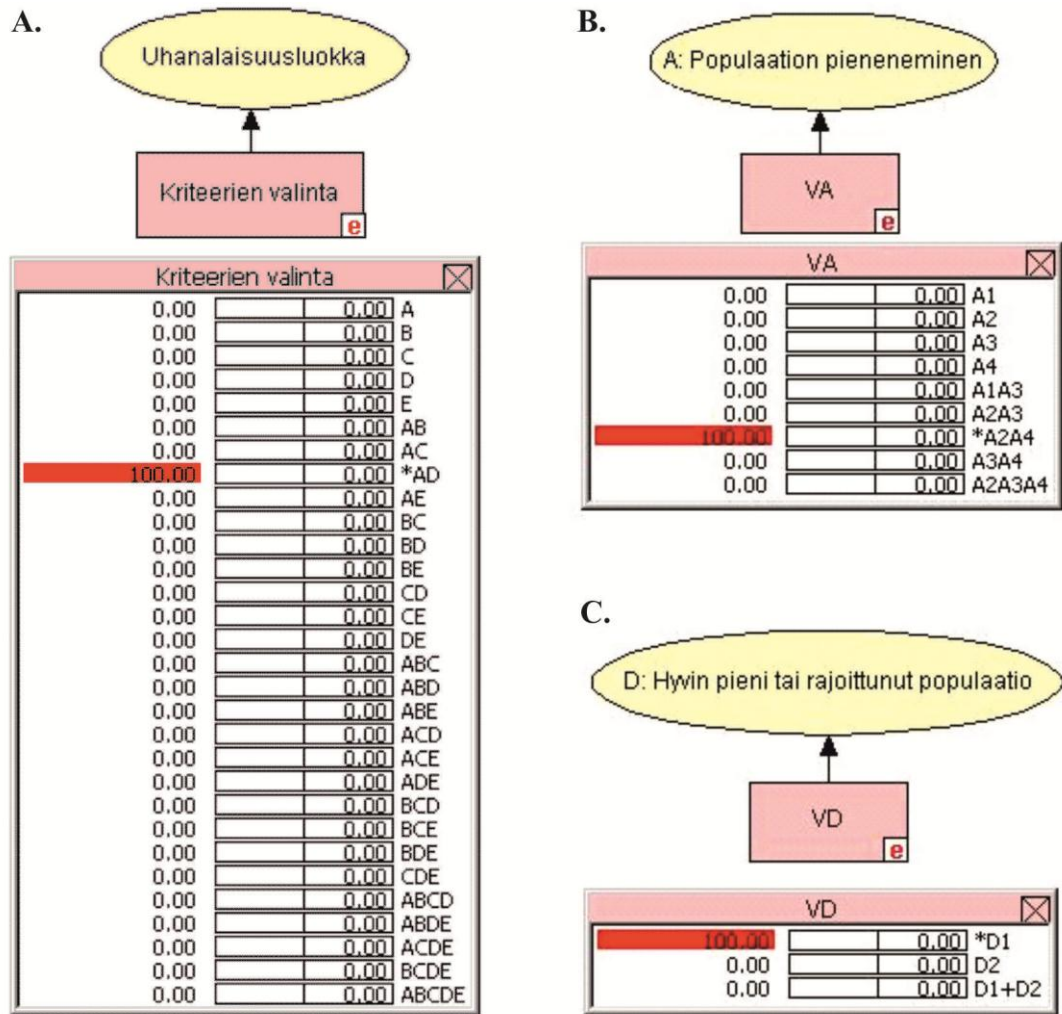
Mallin eri kriteerien valinta

Uhanalaisten lajien luokittelussa käytettävät kriteerit voidaan valita kriteerien A–E väliltä ja luokittelussa voidaan käyttää joko ainoastaan yhtä tai useampaa kriteeriä samanaikaisesti. Lisäksi kunkin kriteerin alta voidaan valita erilaisia alakriteerien yhdistelmiä. Erilaisia pääkriteerien yhdistelmiä on yhteensä 30 (Taulukko 6). Kriteerikohtaiset alakriteerien mahdolliset yhdistelmät ja niiden perustelut on esitetty kappaleessa ”Kriteerien alakriteerien käyttö- ja yhdistelymahdollisuudet”.

Taulukko 6. Kriteerien A–E yhdistelmämahdollisuudet.

1	A	11	BD	21	ADE
2	B	12	BE	22	BCD
3	C	13	CD	23	BCE
4	D	14	CE	24	BDE
5	E	15	DE	25	CDE
6	AB	16	ABC	26	ABCD
7	AC	17	ABD	27	ABDE
8	AD	18	ABE	28	ACDE
9	AE	19	ACD	29	BCDE
10	BC	20	ACE	30	ABCDE

Käytettävät kriteerit valitaan mallissa päätösmuuttujien avulla. Mallin päätösmuuttujien todennäköisyystaulukot on tehty edellä kuvatulla tavalla varovaisuusperiaatteen mukaisesti. Kuvassa 16 on esimerkki päätösmuuttujan käytöstä mallissa. Esimerkissä valintaan käyttöön kriteerit A2, A4 ja D1. Kohdassa A valitaan ensin muuttujan ”Uhanalaisuusluokka” päätösmuuttujan alta kriteerit A ja D ja kohdissa B ja C valitaan käyttöön kriteerien A ja D alakriteerit A2 ja A4 sekä D1.



Kuva 16. A. Käytettävien kriteerien valinta ”Kriteerien valinta”-muuttujan alta. Tässä käyttöön on valittu kriteerit A ja D ja näin ollen ainoastaan näihin kriteereihin määritetyt jakaumat vaikuttavat muuttujan ”Uhanalaisuusluokka” todennäköisyysjakaumaan. B. Alakriteerien valinta muuttujan ”A: Populaation pieneneminen” alta. Tässä tapauksessa muuttujan ”A: Populaation pieneneminen” alta valitaan aktiiviseksi alakriteerit ”A2” ja ”A4”. C. Alakriteerien valinta muuttujan ”D: Hyvin pieni tai rajoittunut populaatio” alta.

Kriteerien A–E alakriteerien käyttö- ja yhdistelymahdollisuudet

Kriteeri A

Kriteerin A alakriteerien käyttö- ja yhdistelmämahdollisuuksia on yhteensä yhdeksän. Alakriteerin A1 kohdalla tiedetään, että pienenemisen syyt ovat loppuneet. Sen sijaan alakriteerin A2 kohdalla pienenemisen syiden loppuminen

on epävarmaa, joten näitä kriteerejä ei voida käyttää samaan aikaan (Liite 2). Myös yhdistelmä A1 ja A4 on mahdoton, sillä alakriteerit ovat toisilleen lähes vastakkaiset (Liite 2). Edellisen perusteella kriteerin A alakriteerien käyttö ja yhdistelmämahdollisuudet ovat seuraavat: A1, A2, A3, A4, A1+A3, A2+A3, A2+A4, A3+A4 ja A2+A3+A4.

Kriteeri B

Kriteerin B käytön yhteydessä voidaan valita joko kriteeri B1 tai kriteeri B2 tai molemmat. Kriteerissä B on kvantitatiivisten yläkriteerien B1 ja B2 lisäksi näiden kriteerien käytön mahdollisuutta määrittäviä kvalitatiivisia alakriteerejä, joiden vastausvaihtoehtoina on joko kyllä tai ei. Näitä ovat alakriteerit a: ”Alueen voimakas pirstoutuminen tai vähän esiintymiä”, b: ”Jatkuva väheneminen jossakin kohdista i–v” ja c: ”Erittäin suuret vaihtelut jossakin kohdista i–iv” (Liite 2). Kriteerin B alakriteerien käyttö- ja yhdistelyvaihtoehtoja on yhteensä 24 ja ne on esitetty taulukossa 7.

Taulukko 7. Kriteerin B alakriteerien käyttö- ja yhdistelymahdollisuudet.

B1ab	B2ab	B1ab+B2ab	B1ac+B2ab	B1bc+B2ab	B1abc+B2ab
B1ac	B2ac	B1ab+B2ac	B1ac+B2ac	B1bc+B2ac	B1abc+B2ac
B1bc	B2bc	B1ab+B2bc	B1ac+B2bc	B1bc+B2bc	B1abc+B2bc
B1abc	B2abc	B1ab+B2abc	B1ac+B2abc	B1bc+B2abc	B1abc+B2abc

Kriteeri C

Myös kriteeri C sisältää kvalitatiivisia muuttujia. Näitä ovat alakriteeri C2: ”Lisääntymiskykyisten yksilöiden jatkuva väheneminen” sekä alakriteeri C2b: ”Erittäin suuret vaihtelut lisääntymiskykyisten yksilöiden määrässä” (Liite 2). Kriteerin C toteutumiseksi on kyettävä arvioimaan lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä (josta käytän symbolia C0) ja sen lisäksi arvioimaan joko alakriteeri C1 tai alakriteeri C2, jonka ehtona on lisäksi joko kohdan C2a(i tai ii) tai kohdan C2b tai molempien toteutuminen (Liite 2). Kaikkien alakriteerien on

myös kuuluttava lisääntymiskykyisten yksilöiden (C0) määrittämän luokan kanssa samaan uhanalaisuusluokkaan, eli esimerkiksi yhdistelmä C0: CR ja C1: EN ei ole mahdollinen.

Kriteerin C kohdalla yksinkertaisimmissa malleissa (VAR, PROS ja KA) ei ole käytetty kriteeriä C0, sillä oletuksena on, että kriteerien C1 ja C2 luokkavalinnat ovat yhteneviä kriteerin C0 kanssa. Tällöin siis asiantuntijan päätyessä käyttämään kriteeriä C, hän tietää jo etukäteen, että kriteerin C0 ehdot täyttyvät. Näin ollen yksinkertaisemmissa malleissa kriteerin C1 kohdalla määritellään todennäköisyys samalla sekä lisääntymiskykyisten yksilöiden määrälle (C1) että arvioidulle jatkuvalla vähenemiselle (C0) ja kriteerin C2 kohdalla määritetään jakauma lisääntymiskykyisten yksilöiden (C0) raja-arvojen mukaisesti kun lisääntymiskykyisten yksilöiden vähenemisen ehto (C2) täyttyy (Liite 2).

Käytännön luokittelutyössä on käytetty kriteeriä C1, kriteeriä C2 ja lisäksi näiden molempien yhdistelmää (Mannerkoski 2011), joten kriteerin C käyttö- ja yhdistelymahdollisuuksia on näin ollen 15 ja ne on esitetty taulukossa 8.

Taulukko 8. Kriteerin C alakriteerien käyttö- ja yhdistelymahdollisuudet.

C1	C2b	C2a(i)+a(ii)	C1+C2a(ii)	C1+C2a(ii)+b
C2a(i)	C2a(i)+b	C2a(i)+a(ii)+b	C1+C2b	C1+C2a(i)+a(ii)
C2a(ii)	C2a(ii)+b	C1+C2a(i)	C1+C2a(i)+b	C1+C2a(i)+a(ii)+b

Kriteeri D

Kriteerin D rakenne on hyvin yksinkertainen, sillä alakriteereinä ovat vain D1 ja D2, jotka voidaan kuvata muuttujan D alla. Alakriteerit D1 ja D2 eroavat toisistaan ainoastaan luokan VU kohdalla.

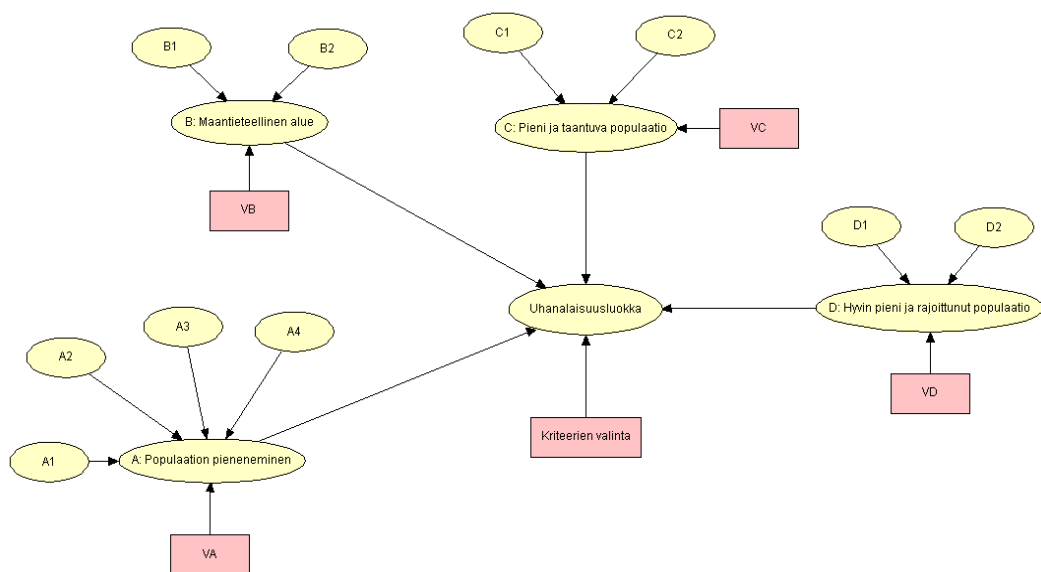
Kriteeri E

Kriteeri E ei sisällä alakriteerejä, joten sitä voidaan kokonaisuudessaan kuvata yhden muuttujan avulla.

2.3.2. Osuuslaskentaan perustuva malli (PROS)

Osuuslaskentaan perustuva uhanalaisuusmalli PROS on muilta osin samanlainen kuin varovaisuusperiaatteeseen perustuva malli VAR, mutta siinä todennäköisyystaulukot on määriteltä varovaisuusperiaatteen sijaan uhanalaisuusluokkien määrän ja osuuden mukaisesti. Malli korostaa siis käytettyjä luokkia tasapuolisesti, eli jos laji on luokiteltu esimerkiksi luokkien CR, EN ja VU avulla, kaikkien näiden luokkien painotus on mallin laskennassa 1/3. Lisäksi malliin PROS ei lisätty kriteeriä E mallin käsittelyn helpottamiseksi (Kuva 17). Kriteeriä E ei kuitenkaan käytetty vuoden 2010 (Rassi ym. 2010) uhanalaisuusarvioinnissa, joten kaikkien mallien antamat tulokset ovat vertailukelpoisia.

Mallissa PROS (Kuva 17) luokkia kuvataan samalla tavalla kuin varovaisuusperiaatteeseen perustuvassa mallissa eli numeerisin lukuarvoin 0–3. Mallin laskentaa kuvaavana esimerkkinä on sama muuttujan C: ”Pieni ja taantuva populaatio” todennäköisyystaulukon kriteerien C1 ja C2b yhdistelmän kohta kuin mallin VAR esittelyssä. Taulukossa muuttujan C1 antama luokka pysyy koko ajan samana (luokka CR(0)), mutta muuttujan C2b luokka vaihtelee välillä CR(0)–NT/LC(3). Mallissa uhanalaisuusluokaksi valitaan luokka CR(0), kun molemmat kriteerit antavat luokan CR(0) ja 50 % todennäköisyydellä luokat CR(0) ja EN(1), kun muuttujan C1 kohdalla on luokka CR(0) ja muuttujan C2 kohdalla luokka EN(1). Kun muuttujan C2 kohdalla on luokka VU(2), malli antaa 50 % todennäköisyyden luokalle CR(0) ja 50 % todennäköisyyden luokalle VU(2) ja kun muuttujan C2 kohdalla on luokka NT/LC(3), malli antaa 50 % todennäköisyyden luokalle CR(0) ja 50 % todennäköisyyden luokalle NT/LC(3) (Taulukko 9).



Kuva 17. Uhanalaisuusluokittelukriteerejä A-E kuvaavat osuuslaskentaan (PROS) ja keskiarvoperiaatteeseen (KA) perustuvat todennäköisyysmallit.

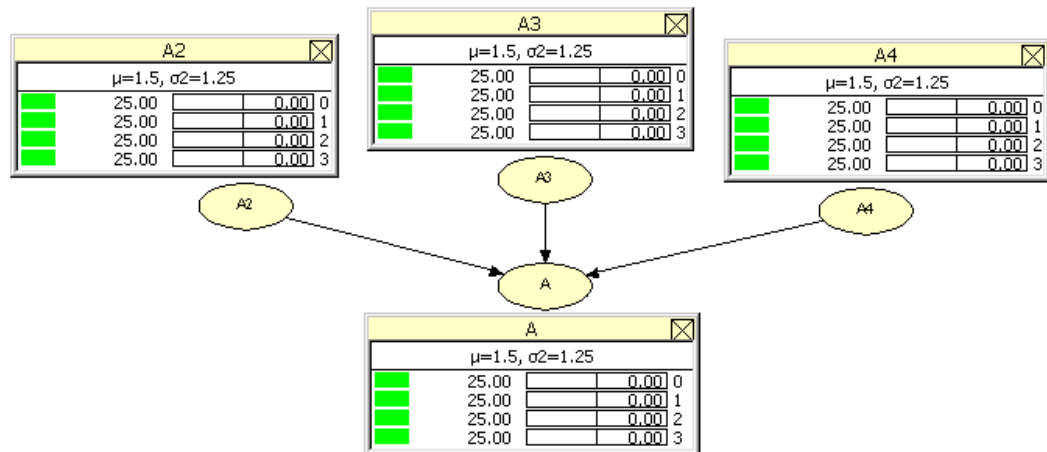
Taulukko 9. Ääriarvoja korostavan mallin (PROS) kriteerin C: ”Pieni ja taantuva populaatio” todennäköisyystaulukon osa. Kun muuttujan C1 kohdalla on luokka CR(0) ja muuttujan C2 kohdalla luokka CR(0), keskiarvomalli antaa tulokseksi luokan 0(CR). Kun muuttujan C2 kohdalla on luokka EN(1), malli antaa 50 % todennäköisyyden luokille 0 ja 1, kun muuttujan C2 kohdalla on luokka VU(2), malli antaa 50 % todennäköisyyden luokille 0 ja 2 ja kun muuttujan C2 kohdalla on luokka NT/LC(3), malli antaa 50 % todennäköisyyden luokalle 0 ja 50 % todennäköisyyden luokalle 3.

VC	C1+C2b			
C1	0			
C2	0	1	2	3
0	1	0,5	0,5	0,5
1	0	0,5	0	0
2	0	0	0,5	0
3	0	0	0	0,5

Mallin PROS laskentaa voidaan havainnollistaa saman kriteeriä A ja sen eri alakriteerejä kuvaavan esimerkin avulla kuin mallin VAR tapauksessa.

Esimerkissä lajin pienenemisen todennäköisyysjakauma on kaikissa alakriteereissä tasainen eli kaikki luokat ovat ennakkotietojen mukaan yhtä todennäköisiä (25 %). Mallissa PROS kriteerin A alakriteerien määrän kasvaessa

kaikkien luokkien CR(0)–NT/LC(3) todennäköisyydet pysyvät yhtä suurina. Mallissa PROS mikään uhanalaisuusluokka ei siis korostu laskentaperiaatteen takia, vaan tiedon ollessa epävarmaa (25 % todennäköisyys kaikille uhanalaisuusluokille), kaikki luokat ovat yhtä todennäköisiä (Kuva 18).



Kuva 18: Mallin PROS kriteerin A alakriteerien A2–A4 yhdessä määrittelemät uhanalaisuusluokkien todennäköisyydet. Kaikkien luokkien todennäköisyys on yhtä suuri alakriteerien määrästä riippumatta.

2.3.3. Keskiarvoperiaatteeseen perustuva malli (KA)

Keskiarvoperiaatteeseen perustuva malli (Kuva 17) perustuu laskennalle, jossa määritetään käytettyjen kriteerien osoittamien luokkien keskiarvo ja uhanalaisuusluokka määrittyy suoraan keskiarvon perusteella. Keskiarvomalli eroaa edellisistä malleista myös muuttujien tyypin suhteen: mallissa KA uhanalaisuusluokkia kuvataan muuttujien malleille VAR ja PROS ominaisen numeerisen (numbered) tyypin sijaan intervallilukujen (interval) avulla, jolloin CR=0–1, EN=1–2, VU=2–3 ja NT/LC=3–4. Laskettu keskiarvo sijoittuu siis välille CR(0–1)–NT/LC(3–4). Ulkoisesti keskiarvomalli on samanlainen kuin malli PROS (Kuva 17).

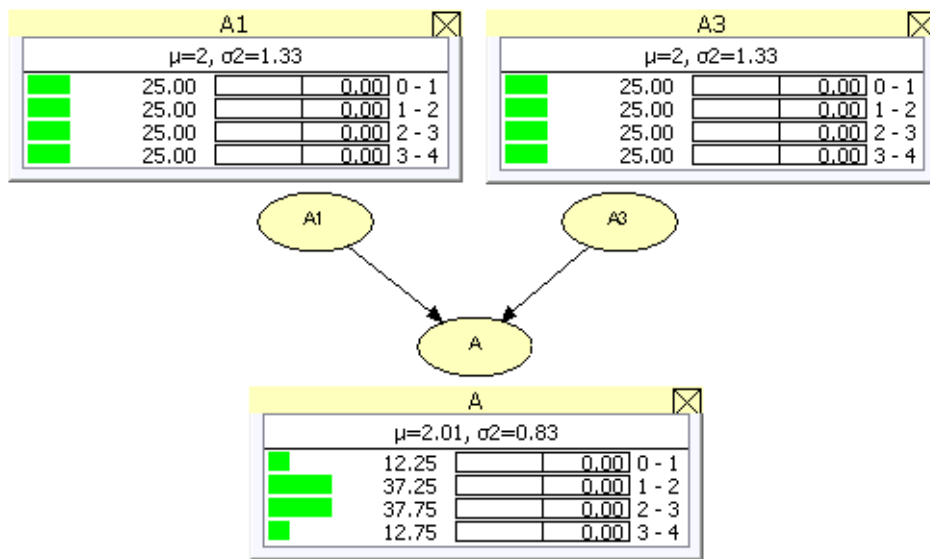
Mallin laskentaa tarkastellaan jälleen saman esimerkin avulla kuin aiemmin. Mallin laskennan mukaan luokan CR(0–1) todennäköisyys on 100 %, kun molemmat kriteerit C1 ja C2 antavat luokan CR. Kun kriteeri C1 antaa luokan

CR(0–1) ja kriteeri C2 luokan EN(1–2), luokan CR todennäköisyys on 48 % ja luokan EN 52 %. Kun muuttujan C2 kohdalla on luokka VU(2–3) malli antaa tulokseksi luokan 1–2(EN) ja kun C2 näyttää luokkaa NT/LC(3–4), luokan EN(1–2) todennäköisyys on 48 % ja luokan VU(2–3) 52 % (Taulukko 10). Tulokset poikkeavat hieman oletetusta 50/50 –jakaumasta, sillä mallissa on käytetty 25 luvun otantaa. Tästä mallista tehtiin myös versio, jossa käytettiin 25 otannan sijaan 50 luvun otantaa, ja isommalla otannalla jakauma alkaa lähestyä todellista 50/50-jakaumaa. Eri otantakoolla tehtyjen mallien tulokset olivat kuitenkin lajista riippuen täysin samanlaiset tai hyvin lähellä toisiaan, joten tulosten käsittelyssä käytettiin mallia, jossa sovellettiin 25 otannan vaihtoehtoa, sillä tämä vei huomattavasti vähemmän tietokoneen laskentatehoa, jolloin mallien käsittely nopeutui.

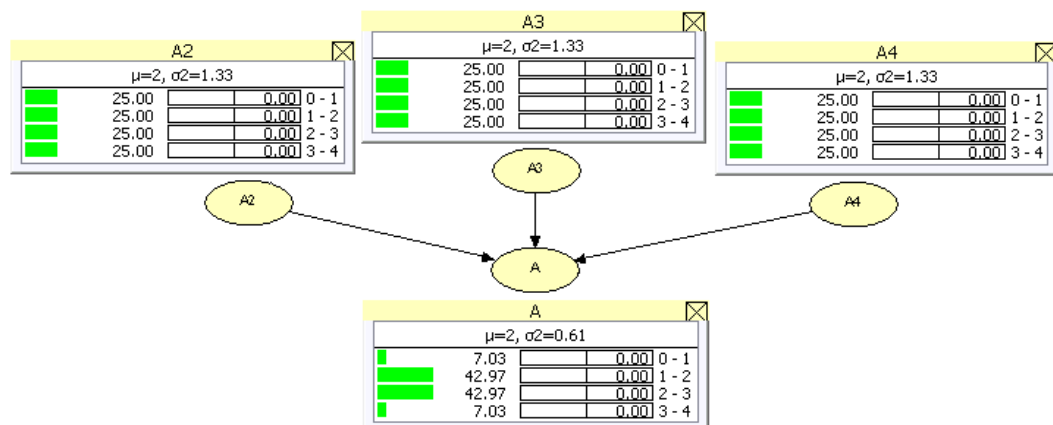
Taulukko 10. Keskiarvomallin (KA) kriteerin C: ”Pieni ja taantuva populaatio” todennäköisyystaulukon osa. Kun muuttujan C1 kohdalla on luokka CR(0-1) ja muuttujan C2 kohdalla luokka CR(0-1), malli antaa tulokseksi luokan CR(0-1). Kun muuttujan C1 kohdalla on luokka CR(0-1) ja muuttujan C2 kohdalla on luokka EN(1-2), malli antaa 48 % todennäköisyyden luokalle CR(0-1) ja 52 % todennäköisyyden luokalle EN(1-2) jne.

VC	C1+C2b			
C1	0-1			
C2	0-1	1-2	2-3	3-4
0-1	1	0,48	0	0
1-2	0	0,52	1	0,48
2-3	0	0	0	0,52
3-4	0	0	0	0

Myös mallin KA laskentaa voidaan havainnollistaa saman kriteeriä A ja sen eri alakriteerejä kuvaavan esimerkin avulla kuin edellä. Esimerkissä lajin pienenemisen todennäköisyysjakauma on kaikissa alakriteereissä tasainen eli kaikki luokat ovat ennakkotietojen mukaan yhtä todennäköisiä (25 %). Mallissa KA kriteerin A alakriteerin määrän kasvaessa keskimmäisten luokkien (EN(1) ja VU(2)) todennäköisyydet korostuvat (Kuvat 19 ja 20). Tiedon ollessa epävarmaa malli KA korostaa siis keskimääräisiä uhanalaisuusluokkia.



Kuva 19. Mallin KA kriteerin A alakriteerin A1 ja A3 yhdessä määrittämät uhanalaisuusluokkien todennäköisyydet. Keskimmäisten luokkien (EN(1) ja VU(2)) todennäköisyys kasvaa tasajakauman sisältävien alakriteerien lukumäärän lisääntymisen myötä.

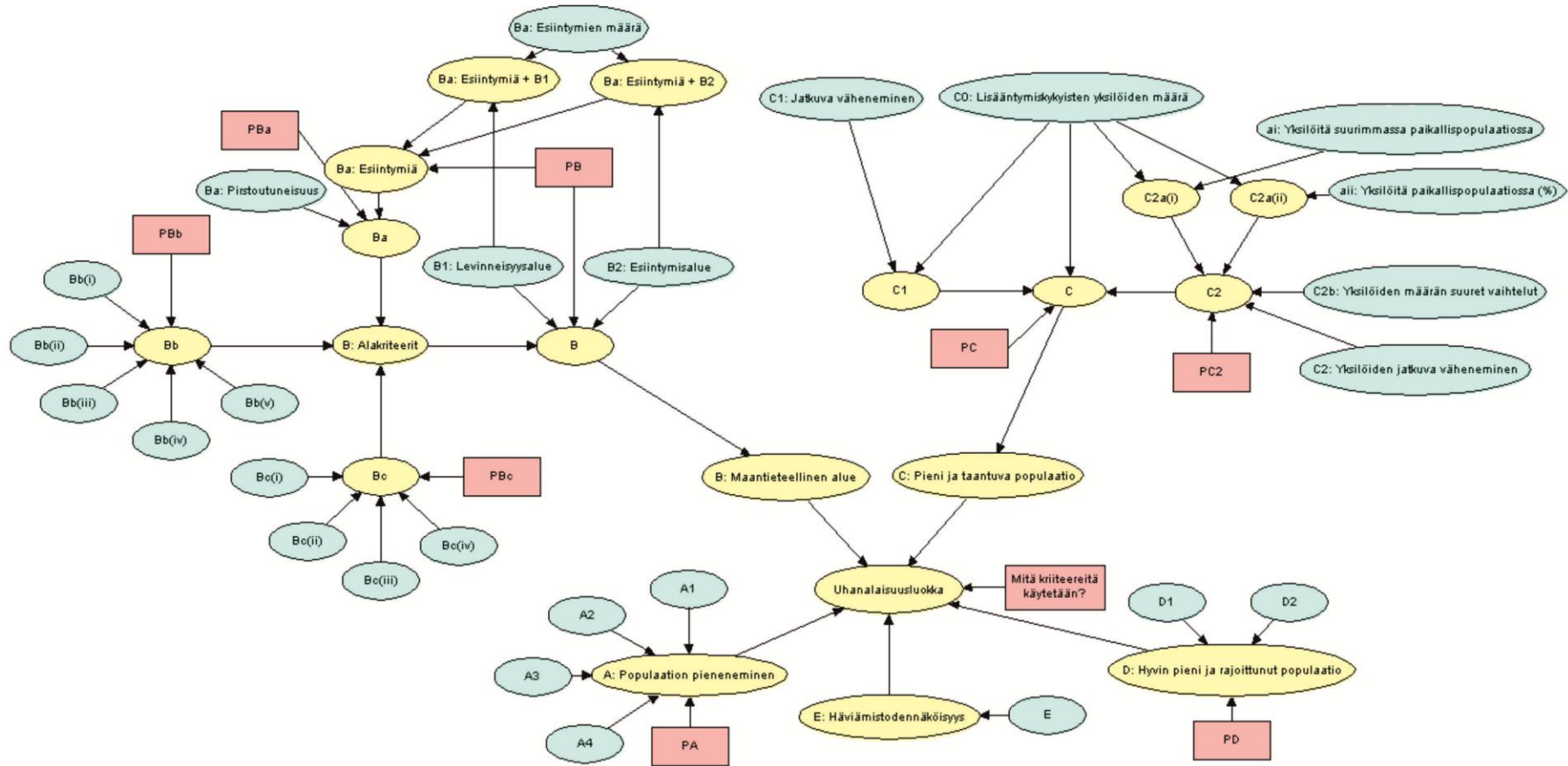


Kuva 20. Mallin KA kriteerin A alakriteerien A2–A4 yhdessä määrittämät uhanalaisuusluokkien todennäköisyydet. Keskimmäisten luokkien (EN(1) ja VU(2)) todennäköisyys kasvaa tasajakauman sisältävien alakriteerien lukumäärän lisääntymisen myötä.

2.3.4. Varovaisuusperiaatteeseen perustuva monimutkaisempi malli (KVALI)

Varovaisuusperiaatteeseen perustuva muuttujien kannalta aiemmin käsiteltyjä malleja monimutkaisempi malli (KVALI) (kuva 21) eroaa yksinkertaisemmasta varovaisuusperiaatteeseen perustuvasta mallista (VAR) pääasiassa kriteerien B, C ja D kohdalla. Kriteeri A on molemmissa malleissa lähes samanlainen, sillä siinä on ainoastaan neljä määrällistä alakriteeriä. Myös kriteeri E on yksinkertaisen rakenteensa takia lähestulkoon samanlainen molemmissa varovaisuusperiaatteeseen perustuvissa malleissa.

Mallissa KVALI muuttujat, joihin on mahdollista määrittää todennäköisyysjakauma, on selkeyden vuoksi esitetty sinisellä värillä. Mallin nimeksi on valittu lyhenne ”KVALI”, sillä mallissa voi määrittää jakauman myös uhanalaisuusluokituksen laadullisille alakriteereille. Esimerkiksi kriteerin C2 alakriteerille b: ”Erittäin suuret vaihtelut lisääntymiskykyisten yksilöiden määrässä (Liite 2)” voidaan tässä mallissa antaa todennäköisyys vaihtoehtojen ”Kyllä” ja ”Ei” välillä.



Kuva 21. Uhanalaisuusluokittelun kriteerejä kuvaava varovaisuusperiaatteeseen perustuva todennäköisyysmalli (KVALI). Sinisellä on esitetty muuttujat, joihin asiantuntijat voivat antaa todennäköisyysjakauman.

Kriteeri B

Mallin KVALI kriteeri B sisältää 13 muuttujaa, joihin on mahdollista määrittää todennäköisyysjakauma. Näistä muuttujista kymmenen on laadullisia (Bb(i)-(iv), Bc(i)-(iv) ja ”Ba: Pirstoutuneisuus”) ja kolme määrällisiä (”B1: Levinneisyysalue”, ”B2: Esiintymisalue” ja ”Ba: Esiintymien määrä”).

Päätösmuuttujan PB avulla valitaan käyttöön joko kriteeri B1, B2 tai molemmat, päätösmuuttujan PBa avulla valitaan käyttöön alakriteeri ”Ba: Pirstoutuneisuus”, alakriteeri ”Ba: Esiintymien määrä” tai molemmat, päätösmuuttujan PBb avulla valitaan käyttöön yksi tai useampi kriteerin Bb alakohta ja päätösmuuttujan PBc avulla valitaan yksi tai useampi kriteerin Bc alakohdista.

Kriteerin B muuttujat ”Ba: Esiintymien määrä + B1” ja ”Ba: Esiintymien määrä + B2” määrittävät, että muuttujien ”Ba: Esiintymien määrä” ja ”B1: Levinneisyysalue” ja muuttujien ”Ba: Esiintymien määrä” ja ”B2: Esiintymisalue” luokat ovat keskenään yhtenevät. IUCN:n luokitteluehtojen mukaisesti alakriteerien tulee kuulua samaan luokkaan yläkriteerien kanssa (Rassi ym. 2010), joten muuttujan ”Ba: Esiintymien määrä + B2” todennäköisyystaulukossa muuttujan B2 osoittaessa luokkaa CR, muuttujien B2 ja Ba yhdistelmä on mahdollinen vain silloin kuin myös muuttuja ”Ba: Esiintymien määrä” osoittaa luokkaa CR jne. (Taulukko 11).

Taulukko 11. Muuttujan ”Ba: Esiintymien määrä + B2” todennäköisyystaulukko. Muuttujan ”Ba: Esiintymien määrä” luokkia vastaavat kynnyksarvot on teknisistä syistä poistettu. Vaihtoehto ”Kyllä” valitaan vain silloin, kun molemmat muuttujat ”B2: Esiintymisalue” ja ”Ba: Esiintymien määrä” osoittavat samaa luokkaa, ja muissa tapauksissa vaihtoehdolle ”Ei” määritetään jakauma 100 %.

B2:Esiintymisalue	CR < 10 km ²				EN < 500 km ²				VU < 2000km ²				NT/LC > 2000 km ²			
Ba:Esiintymien määrä	CR	EN	VU	NT/LC	CR	EN	VU	NT/LC	CR	EN	VU	NT/LC	CR	EN	VU	NT/LC
Kyllä	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Ei	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0

Mallin muuttujat Ba, Bb ja Bc ovat mallin rakenteeseen liittyviä apukriteerejä, joiden avulla määritetään toteutuvien alakriteerien määrä eri yhdistelmissä. Esimerkiksi kriteerin Ba todennäköisyystaulukossa määritetään mm. yhdistelmän ”Pba= Ba: Pirstoutuneisuus + Ba: Esiintymien määrä” kohdalla, että kun alakriteeri ”Ba: Esiintymien määrä” täyttyy (Kyllä), mutta ”Ba: pirstoutuneisuus” ei (Ei), taulukkoon tulee 50 % osuudet tiloille Kyllä ja Ei (Taulukko 12).

Taulukko 12. Muuttujan Ba todennäköisyystaulukon osa.

PBa	Ba: Pirstoutuneisuus + Ba: Esiintymien määrä			
Ba: Esiintymien määrä	Kyllä		Ei	
Ba: Pirstoutuneisuus	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei
Kyllä	1	0,5	0,5	0
Ei	0	0,5	0,5	1

Kriteerin B muuttuja ”B: Alakriteerit” kuvaa kriteerien B1 ja B2 alakriteerien täyttymistä. Kriteerin B käyttämisen ehtona on, että kriteerejä B1 tai B2 tai molempia voidaan käyttää ja näiden lisäksi vähintään kahta kohdista a–c (Liite 2). Muuttujan ”B: Alakriteerit” todennäköisyystaulukon tilat ovat ”Kyllä” ja ”Ei” ja tilalle ”Kyllä” määritetään jakauma 100 % aina, kun vähintään kaksi alakriteereistä on tilassa ”Kyllä” (Taulukko 13).

Taulukko 13. Muuttujan ”B: Alakriteerit” todennäköisyystaulukko. Tila ”Kyllä” valitaan aina, kun vähintään kaksi alakriteereistä (Ba-Bc) on voimassa (tila ”Kyllä”).

Ba	Kyllä				Ei			
Bb	Kyllä		Ei		Kyllä		Ei	
Bc	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei
Kyllä	1	1	1	0	1	0	0	0
Ei	0	0	0	1	0	1	1	1

Myös muuttuja B on mallin rakenteeseen liittyvä apukriteeri. Muuttujan B todennäköisyystaulukossa on määritetty kriteerin B perusteella määräytyvä luokka, kun tarvittava määrä alakriteerejä täyttyy. Esimerkiksi muuttujan B todennäköisyystaulukkoa tarkastellessa päätösmuuttujan kohdassa PB: B1 luokka ”Kriteeri ei sovellu” saa 100 % jakauman, kun vaadittava määrä alakriteerejä ei täyty, eli kun muuttuja ”B: Alakriteerit” on tilassa ”Ei” (Taulukko 14).

Taulukko 14. Muuttujan B todennäköisyystaulukon osa. Kohdassa PB= B1 tarkastellaan muuttujia ”B1: Levinneisyysalue” ja ”B: Alakriteerit”. Kun kriteerin ”B: Alakriteerit” tila on ”Ei”, luokka ”Kriteeri ei sovellu” saa jakauman 100 % ja kun kriteerin ”B: Alakriteerit” tila on ”Kyllä”, jakauma määrittyy muuttujan ”B1: Levinneisyysalue” mukaisen luokan perusteella.

PB	B1							
B2: Esiintymisalue	CR < 10km ²							
B1:Levinneisyysalue	CR < 10km ²		EN < 5000km ²		VU < 20000 km ²		NT/LC > 20000 km ²	
B: Alakriteerit	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei
CR	1	0	0	0	0	0	0	0
EN	0	0	1	0	0	0	0	0
VU	0	0	0	0	1	0	0	0
NT/LC	0	0	0	0	0	0	1	0
Kriteeri ei sovellu	0	1	0	1	0	1	0	1

Kriteeri C

Kriteeri C sisältää kuusi muuttujaa, joihin on mahdollista määrittää todennäköisyysjakauma. Näistä neljä on määrällisiä (”C1: Jatkuva väheneminen”, ”C0: Lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä”, ”a(i): Yksilöitä suurimmassa paikallispopulaatioissa” ja ”a(ii): Yksilöitä paikallispopulaatioissa (%)”) ja kaksi laadullisia (”C2: Yksilöiden jatkuva väheneminen” ja ”C2b: Yksilöiden määrän suuret vaihtelut”) Päätösmuuttujia on kaksi, joista muuttujan PC avulla valitaan kriteerien C0, C1 ja C2 yhdistelmät ja muuttujan PC2 avulla valitaan alakriteerien a(i), a(ii) ja b yhdistelmät.

Muuttujat C1, C2a(i) ja C2a(ii) ovat muuttujien ”Ba: Esiintymiä + B1” ja ”Ba: Esiintymiä + B2” kaltaisia rakenteellisia muuttujia, jotka määrittävät eri muuttujien suhteita. Esimerkiksi muuttuja C1 määrittää, että muuttujat ”C0: Lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä” ja ”C1: Jatkuva väheneminen” kuuluvat keskenään samaan luokkaan (Taulukko 15).

Taulukko 15. Muuttujan C1 todennäköisyystaulukko. Vaihtoehto ”Kyllä” valitaan vain silloin, kun molemmat muuttujat C0 ja C1 osoittavat samaa luokkaa, ja muissa tapauksissa vaihtoehdolle ”Ei” määritetään jakauma 100 %.

C0	CR < 250				EN < 2500				VU < 10000				NT/LC < 10000			
C1	CR	EN	VU	NT/LC	CR	EN	VU	NT/LC	CR	EN	VU	NT/LC	CR	EN	VU	NT/LC
Kyllä	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	1
Ei	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0	1	1	1	1	0

Muuttujan C2 taulukkoon on määritelty, kuinka moni kriteerin C2 alakriteereistä täyttyy. Kaikkien alakriteerien täytyessä tilan ”Kyllä” arvo on 100 %, kahden alakriteerin kolmesta täytyessä tilan ”Kyllä” osuus on 2/3 eli 66,67 %, yhden alakriteerin kolmesta täytyessä tila ”Kyllä” saa arvon 1/3 eli 33,33 % ja kun mikään alakriteeri ei täyty tila ”Ei” saa arvon 100 %. Osa muuttujan C2 todennäköisyystaulukosta on esitetty taulukossa 16.

Taulukko 16. Muuttujan C2 todennäköisyystaulukon osa. Tässä kohdassa tarkastellaan kriteerien C2, C2a(i) ja C2a(ii) toteutumista. Kun kaikki tarkasteltavat kriteerit ovat tilassa ”Kyllä”, taulukon tilalle ”Kyllä” määrytyy jakauma 100 %, kun 2/3 kriteeristä on tilassa ”Kyllä” määrytyy tilalle ”Kyllä” jakauma 66,67 % ja kun ainoastaan 1/3 kriteeristä toteutuu, määrytyy tilalle ”Kyllä” arvo 33,33 %.

C2: Jatkuva väheneminen	Kyllä							
PC2	C2+ai+aii							
C2a(i)	Kyllä				Ei			
C2a(ii)	Kyllä		Ei		Kyllä		Ei	
C2b: Suuret vaiht.	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei
Kyllä	1	1	0,6667	0,6667	0,6667	0,6667	0,3333	0,3333
Ei	0	0	0,3333	0,3333	0,3333	0,3333	0,6667	0,6667

Kriteereissä B ja C on molemmissa luokkien CR-NT/LC lisäksi vaihtoehtona myös luokka ”Kriteeri ei sovellu”, jolle määräytyy lukuarvoja jos vaadittu määrä alakriteerejä ei täyty tai jos esimerkiksi kriteeriyhdistelmää C0+C1 käytettäessä muuttujille C0 ja C1 määritetään eri luokat, esimerkiksi kriteerille C0 100 % todennäköisyydellä CR ja kriteerille C1 100 % todennäköisyydellä luokka EN (Taulukko 17). Kriteerin C1 avulla on määritetty, kuuluvatko kriteerien C0 ja C1 luokat keskenään samoihin luokkiin, joten kriteerin C1 taulukot ovat muotoa ”Kyllä” tai ”Ei”.

Laskennallisista syistä mallin KVALI kriteerit ”A: Populaation pieneneminen”, ”B: Maantieteellinen alue”, ”C: Pieni ja taantuva populaatio”, ”D: Hyvin pieni ja rajoittunut populaatio”, ”E: Häviämistodennäköisyys” ja ”Uhanalaisuusluokka” ovat numeerisessa muodossa, joten luokkia CR–NT/LC esitetään jälleen lukujen 0–3 avulla. Erona malliin VAR mallin KVALI muuttujissa on lisäksi mukana luokka 4, joka kuvaa luokkaa ”Kriteeri ei sovellu”, Luokka ”Kriteeri ei sovellu” valitaan siis silloin, kun luokittelun edellyttämä määrä alakriteereitä ei täyty ja se on laskennallisista syistä mukana kaikissa kriteereissä, vaikka sille määräytyy arvoja ainoastaan kriteerien B ja C kohdalla.

Taulukko 17. Kriteerin C todennäköisyystaulukon osa. Muuttujassa on luokkien CR-NT/LC lisäksi myös luokka ”Kriteeri ei sovellu”, joka saa arvoja silloin, kun tarvittava määrä kriteerejä ei täyty. Esimerkiksi kun valitaan kriteeriyhdistelmä C0+C1 ja kriteerin C0 kohdalla on CR ja kriteerin C1 kohdalla ”Ei”, eivät vaadittavat ehdot täyty ja luokkaan ”Kriteeri ei sovellu” tulee jakauma 100 %.

PC	C0+C1							
C0	CR < 250				EN < 2500			
C1	Kyllä		Ei		Kyllä		Ei	
C2	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei	Kyllä	Ei
CR	1	1	0	0	0	0	0	0
EN	0	0	0	0	1	1	0	0
VU	0	0	0	0	0	0	0	0
NT/LC	0	0	0	0	0	0	0	0
Kriteeri ei sovellu	0	0	1	1	0	0	1	1

Kriteeri D

Kriteeri D sisältää kaksi muuttujaa (D1 ja D2), joihin voidaan määrittää todennäköisyysjakaumat. Näistä kriteeri D1 on määrällinen ja kriteeri D2 laadullinen. Kriteeriin D2 kohdalla voidaan määrittää todennäköisyys sille, että luokka VU (rajoittunut esiintymisalue tai vähän esiintymispaikkoja (Liite 2)) toteutuu ("Kyllä" tai "Ei"). Päätösmuuttujan PD avulla voidaan valita käytettäväksi joko kriteeri D1, D2 tai molemmat.

2.4. Asiantuntijahaastattelut

Asiantuntijatietoutta hyödynnetään paljon päätöksenteon ja tutkimuksen tukena, kun olemassa oleva aineisto on rajoittunutta, epävarmaa ja laadultaan vaihtelevaa (O'Hagan 2011). Asiantuntijalausuntojen avulla saadaan tärkeää tietoa mm. päätöksentekoa, riskienarviointia ja erilaisten taloudellisten, teknologisten, ilmatieteellisten ja seismisien ilmiöiden ennustamista varten (Clemen & Winkler 1999). Asiantuntijalausunnot ovatkin korvaamattomia useilla eri sovellusaloilla (O'Hagan 2011). Luonnontieteissä subjektiivisen asiantuntijatietouden käyttö ei kuitenkaan ole kovin yleistä päätöksenteon yhteydessä, ja siihen suhtaudutaan joissain tapauksissa jopa kielteisesti. Silti monissa luonnontieteen sovelluksissa aineisto ei ole tarpeeksi kattavaa kaikkien tutkimuskysymysten selvittämiseksi. Esimerkiksi parametrien valintaa, varovaisuusperiaatetta ja käytettävän mallin valintaa koskevien kysymysten selvittämiseksi on perusteltua hyödyntää subjektiivista tietoa (Uusitalo ym. 2005).

Uhanalaisia lajeja luokitellessa tietyn lajin luokka määräytyy lopulta yhden tai useamman asiantuntijan subjektiivisen näkemyksen perusteella. Näin ollen uhanalaisuusmallien rakenteen tarkastelun yhteydessä on luontevaa hyödyntää subjektiivista asiantuntijatietoa ja haastatella asiantuntijoita, jotka olivat mukana tekemässä viimeisintä Suomen uhanalaisarviointia (Rassi ym. 2010).

Tutkimuksen eliötyöryhmiksi valittiin lintu- ja kalatyöryhmät, sillä niiden välillä

lajeihin liittyvän epävarmuuden määrä on erilainen; linnuista on yleisesti ottaen olemassa kattavammat aineistot kuin kaloista. Myös vuoden 2010 luokittelussa (Rassi ym. 2010) lajien luokitteluun käytetyt kriteerit poikkeavat toisistaan näiden eliöryhmien välillä. Näin ollen valitsemalla tutkimukseen lintu- ja kalatyöryhmän edustajia varmistuttiin siitä, että kaikkia eri luokittelukriteeriä tulee käytettyä ja sitä myötä kaikkien eri kriteerien logiikan toimivuutta tarkasteltua.

Eliötyöryhmien asiantuntijoille järjestettiin asiantuntijahaastatteluja marraskuun 2011 ja helmikuun 2012 välisenä aikana. Haastattelut suoritettiin yksilöhaastatteluina, jotta muiden asiantuntijoiden mielipiteet eivät vaikuttaisi yksittäisen asiantuntijan luokittelutulokseen. Molemmista lajityöryhmistä haastateltiin kolmea asiantuntijaa kattavan aineiston ja asiantuntijoiden välisten luokittelujakaumien vertailtavuuden varmistamiseksi. Suhteellisen pienen haastateltavien asiantuntijoiden määrä (n. 3–5 asiantuntijaa) on myös perusteltua, sillä tiedon rajahyöty vähenee asiantuntijoiden määrän kasvaessa (Uusitalo ym. 2005).

Lintutyöryhmän asiantuntijoista haastateltiin vuoden 2010 uhanalaisarviointityössä (Rassi ym. 2010) keskeisessä roolissa toimineet FT Markku Mikkola-Roos, FT Aleksi Lehikoinen sekä FT Juha Tiainen. Kalatyöryhmästä haastatteluun osallistuivat vuoden 2010 uhanalaisarviointiin (Rassi ym. 2010) osallistuneet asiantuntijat FK Jussi Pennanen, FT Eero Jutila ja FT Marja-Liisa Koljonen. Tuloksia tarkastellessa molempien lajiryhmien asiantuntijoita käsitellään satunnaisin numeroin 1–3.

Lintutyöryhmän asiantuntijoiden kanssa käsiteltiin yhteensä neljätoista lajia eli kiljuhanhi (*Anser erythropus*), metsähanhi (*Anser fabalis*), hiirihaukka (*Buteo buteo*), etelänsuosirri (*Calidris alpina schinzii*), lapinsirri (*Calidris temminckii*), peltosirkku (*Emberiza hortulana*), käenpiika (*Jynx torquilla*), riekko (*Lagopus lagopus*), tukkakoskelo (*Mergus serrator*), kuhankeittäjä (*Oriolus oriolus*), mustakurkku-uikku (*Podiceps auritus*), luhtahuitti (*Porzana porzana*), haahka (*Somateria mollissima*) ja räyskä (*Hydroprogne caspia*). Valitut lajit edustavat

kattavasti erilaisia linturyhmiä sillä edustettuina ovat seuraavat lahkot: sorsalinnut, päiväpetolinnut, rantalinnut, varpuslinnut, tikkalinnut, kanalinnut, uikkulinnut ja kurkilinnut. Lajivalinnassa kiinnitettiin myös huomiota vuoden 2010 luokittelussa (Rassi ym. 2010) käytettyihin kriteereihin ja pyrittiin valitsemaan monipuolisesti eri kriteerien perusteella luokiteltuja lajeja. Lintutyöryhmän kaikki kolme asiantuntijaa arvioivat näistä lajeista yhteensä kaksitoista lajia. Hiirihaukan uhanalaisuuden arvioinnin suoritti kaksi asiantuntijaa ja käenpiian uhanalaisuuden arvioi ainoastaan yksi lintuasiantuntija.

Kalatyöryhmän asiantuntijat arvioivat yhteensä yhdeksän lajia, jotka ovat toutain (*Aspius aspius*), rantanuoliainen (*Cobitis taenia*), vaellussiika (*Coregonus lavaretus f. lavaretus*), nahkiainen (*Lampetra fluviatilis*), lohi (*Salmo salar*) (Itämeren kannat), taimen (*Salmo trutta*) (merikannat), taimen (*Salmo trutta*) (sisävesikannat), nieriä (*Salvelinus alpinus*) (Saimaan kanta) ja harjus (*Thymallus thymallus*). Lajeja valittaessa pyrittiin huomioimaan kattavasti eri kalaryhmiä ja edustettuina ovat karppikalojen, lohikalojen ja nahkiaiskalojen lahkot. Myös kalalajien valinnassa kiinnitettiin huomiota vuoden 2010 luokittelussa (Rassi ym. 2010) käytettyjen kriteerien monipuolisuuteen ja pyrittiin valitsemaan eri kriteerien perusteella luokiteltuja lajeja. Suurimman osan lajeista arvioi ainoastaan yksi asiantuntija. Kaikki kolme asiantuntijaa arvioivat lohen ja meritaimenen uhanalaisuuden ja kaksi asiantuntijaa antoi arvionsa merialueen harjukselle.

Molempien lajityöryhmien asiantuntijat arvioivat lajien uhanalaisuutta ja lajien uhanalaisuusaineistoon liittyvää epävarmuutta esittämällä lajeihin liittyvää kriteerikohtaista tietoa todennäköisyysjakaumien avulla. O'Haganin (2011) mukaan todennäköisyysjakaumien määrittäminen on yleisesti hyväksytty menetelmä ilmentää asiantuntijoiden epävarmuutta käsiteltävää asiaa kohtaan.

Haastattelujen aluksi asiantuntijoille esitettiin Bayes-verkkojen logiikkaa yksinkertaisen esimerkin avulla, minkä jälkeen lajeja käytiin läpi yksitellen. Kunkin lajin kohdalla tarkastettiin ensin, mitä kriteerejä lajin luokitteluun käytettiin vuoden 2010 luokittelussa (Rassi ym. 2010), minkä jälkeen

haastatteluun osallistunut asiantuntija antoi kyseisten kriteerien kynnysarvojen osoittamille uhanalaisuusluokille subjektiivista tietoaan ja epävarmuuttaan esittävän todennäköisyysjakauman. Asiantuntijoiden antamat todennäköisyysjakaumat syötettiin eri uhanalaisuusmalleihin ja jakaumien antamat tulokset käytiin läpi asiantuntijoiden kanssa.

Eri asiantuntijoiden esittämä tieto on usein tärkeää yhdistää, jotta tiedon määrä saataisiin maksimoitua ja kaikkien asiantuntijoiden näkemys tulisi huomioitua (O'Hagan 2011). Tässä tutkimuksessa asiantuntijoiden todennäköisyysjakaumat yhdistettiin matemaattisiin kombinaatiomenetelmiin perustuvan yksinkertaisen keskiarvomenetelmän avulla (Clemen & Winkler 1999) ja keskiarvojakaumat laskettiin Hugin-ohjelman avulla. Keskiarvojen määrittämisessä ei käytetty painotettua keskiarvoa, sillä asiantuntijoiden määrittämiä todennäköisyysjakaumia pidettiin keskenään yhtä luotettavina. Kaikkien asiantuntijoiden määrittämiä todennäköisyysjakaumia käsiteltiin siis tasavertaisesti.

Asiantuntijat käyttivät todennäköisyysjakaumien määrittämisen pohjana samaa aineistoa, jonka avulla he olivat luokitelleet lajit vuoden 2010 uhanalaisuusarviointia (Rassi ym. 2010) varten. Sen jälkeen, kun asiantuntijoiden kanssa oli käsitelty lajikohtaisesti samat kriteerit kuin vuoden 2010 arvioinnissa, asiantuntijat saivat lisäksi valita ylimääräisiä kriteerejä, joiden kokivat sopivan kussakin tapauksessa käsitellyn lajin luokitteluun. Asiantuntijat määrittelivät todennäköisyysjakauman myös ylimääräisten kriteerien uhanalaisuusluokille. Kaikki asiantuntijahaastattelut nauhoitettiin äänitallentimella (Zoom H2 Handy Recorder).

Koska asiantuntijat luokittelivat lajit samojen kriteerien ja saman aineiston perusteella kuin vuonna 2010, haastatteluissa käsiteltyjen uhanalaisuusmallien (VAR, PROS, KA ja KVALI) avulla saadut tulokset ovat vertailukelpoisia vuoden 2010 luokittelutuloksiin. Lisäksi asiantuntijoiden suhtautumista IUCN:n uhanalaisuuden luokittelumenetelmään ja todennäköisyyspohjaisten mallien

käyttämiseen uhanalaisuusluokittelussa tiedusteltiin kyselylomakkeen avulla (Liite 3).

3. Tulokset

3.1. Yhteenvedo laadituista uhanalaisuusmalleista

Rakennetuista malleista kaksi (VAR ja KVALI) perustuu varovaisuusperiaatteeseen, yksi osuuksien laskentaan (PROS) ja yksi keskiarvoperiaatteeseen (KA). Mallissa VAR on 17 satunnaismuuttujaa, joista yhteentoista muuttujaan on mahdollista antaa uhanalaisuusluokittelun kriteerien mukainen todennäköisyysjakauma. Päätösmuuttujia mallissa on viisi. Mallit PROS ja KA eroavat mallista VAR ainoastaan kriteerin E kohdalla, joten malleissa PROS ja KA on 15 satunnaismuuttujaa, joista kymmeneen on mahdollista määrittää todennäköisyysjakauma ja päätösmuuttujia malleissa on viisi. Mallien PROS ja KA keskeisin ero on laskennassa: mallin PROS laskenta perustuu uhanalaisuusluokkien osuuksiin ja painottaa ääriarvoja, kun taas mallin KA laskenta perustuu keskiarvoperiaatteeseen ja painottaa keskimääräisiä arvoja. Mallissa KVALI on enemmän muuttujia kuin muissa malleissa: satunnaismuuttujia on kaiken kaikkiaan 44, joista 26:een (siniset muuttujat kuvassa 21) on mahdollista määrittää jakauma. Päätösmuuttujia mallissa on yhdeksän kappaletta.

Laadittuja malleja voidaan käyttää apuna luokiteltaessa lajeja, joita koskeva tieto on epävarmaa ja niiden avulla voidaan huomioida samanaikaisesti useampi kriteeri, jolloin saadaan tietää eri kriteerien yhdessä antama uhanalaisuusluokka. Mallien rakenteessa ja logiikassa ei haastattelutilanteiden yhteydessä havaittu virheitä ja mallit toimivat hyvin.

Muuttujien määrän perusteella tulokset käydään läpi ensin vähemmän muuttujia

sisältävien mallien (VAR, PROS ja KA) ja lopulta eniten muuttujia sisältävän mallin (KVALI) avulla.

3.2. Luokittelussa käytetyt kriteerit

Lintulajien luokittelussa käytettiin eniten kriteeriä B (85,7 %) ja toiseksi eniten kriteeriä C (64,3 %). Kolmanneksi eniten käytetty kriteeri oli D (28,6 %) ja vähiten, vain kahden lajin tapauksessa, käytettiin kriteeriä B (14 %) (Taulukko 11).

Kalojen kohdalla kriteeriä B käytettiin kaikkien luokiteltujen lajien luokittelussa (100 %) ja toiseksi eniten käytetty kriteeri oli A (66,7 %). Kolmanneksi eniten käytetty kriteeri oli D (55,6 %) ja kriteeriä C käytettiin vain yhden lajin kohdalla (11 %). Kaiken kaikkiaan käytetyin kriteeri oli A, vähiten käytettiin kriteeriä D ja kriteeriä E ei käytetty ollenkaan (Taulukko 18).

Taulukko 18. Asiantuntijoiden käyttämät kriteerit.

Lajit	A	B	C	D
Linnut				
Kiljuhanhi		X	X	X
Metsähanhi	X		X	
Hiirihaukka	X		X	
Etelänsuosirri	X		X	X
Lapinsirri	X		X	
Peltosirkku	X			
Käenpiika	X			
Riekko	X			
Tukkakoskelo	X			
Kuhankeittäjä	X		X	
Mustakurkku-uikku	X		X	
Luhtahuitti	X		X	X
Haahka	X	X		
Räyskä			X	X
Yhteensä	12	2	9	4

(jatkuu)

Taulukko 18 (jatkuu).

Lajit	A	B	C	D
Kalat				
Toutain		X		X
Rantanuoliainen		X		X
Vaellussiika	X	X		
Nahkiainen	X	X		
Lohi (Itämeren kannat)		X		X
Taimen (merikannat)	X	X		
Taimen (sisävesikannat)	X			
Nieriä (Saimaan kanta)	X	X	X	X
Harjus (merikannat)	X	X		X
Yhteensä	6	9	1	5
Kalat ja Linnut yhteensä	18	11	10	9

3.3. Luokiteltujen lajien todennäköisyysjakaumat ja luokkamuutokset

Luokittelutuloksia tarkastellessa lopulliseksi uhanalaisuusluokaksi valittiin lajikohtaisesti suurimman prosenttiosuuden saanut luokka, eli varovaisuusperiaatetta ei noudatettu enää luokittelun tulosten tarkastelun yhteydessä. Esimerkiksi lajin metsähanhi kohdalla lajille määräytynyt todennäköisyysjakauma on seuraavanlainen: CR 0 %, EN 16 %, VU 44 % ja NT/LC 39 %. Metsähanhelle valittiin tämän perusteella lopulliseksi uhanalaisuusluokaksi luokka VU, jonka todennäköisyys on suurin.

3.3.1. Lintulajien todennäköisyysjakaumat ja luokkamuutokset

Kun asiantuntijat pystyivät ilmaisemaan lajeihin liittyvää epävarmuutta todennäköisyysmallien avulla, lintulajeista kaiken kaikkiaan kahden lajin (14 %) eli metsähanhen ja tukkakoskelon luokka muuttui vuoden 2010 luokitukseen verrattaessa kaikkien mallien tulosten perusteella. Lisäksi uhanalaisuusluokan muutos oli lähellä kahden lajin eli riekon ja haahkan tapauksessa (Taulukko 19).

Lintujen luokittelussa todennäköisyysjakaumat olivat täysin varmoja ainoastaan kiljuhanhen ja räyskän kohdalla: niiden tapauksessa vuonna 2010 annetun luokan todennäköisyys oli 100 % kaikkien mallien tulosten perusteella (Taulukko 19).

Yksinkertainen varovaisuusperiaatteeseen perustuva malli (VAR)

Varovaisuusperiaatteeseen perustuvan mallin VAR tulosten perusteella lintulajeista kaiken kaikkiaan kolmen lajin (21 %) luokka muuttui vuoden 2010 luokitukseen verrattaessa. Lajit ovat metsähanhi, tukkakoskelo ja luhtahuitti ja niiden kaikkien kohdalla muutos oli luokan nouseminen luokasta NT luokkaan VU (Taulukko 19). Mallin tulosten perusteella varmimmin arvioituja lajeja olivat kiljuhanhi, etelänsuosirri ja räyskä.

Osuuslaskentaan perustuva malli (PROS) ja keskiarvolaskentaan perustuva malli (KA)

Mallien PROS ja KA tulokset eroavat mallista VAR eniten luhtahuitin luokittelun kohdalla. Mallien PROS ja KA tulosten perusteella luhtahuitin luokka pysyy samana kuin vuonna 2010 (Taulukko 19). Keskenään mallit antavat pääasiassa hyvin tai täysin samanlaisia tuloksia, mutta kahden lajin, lapinsirrin ja luhtahuitin, kohdalla mallien antamissa tuloksissa on selvästi eroja mallin PROS korostaessa enemmän luokkia EN ja NT/LC ja mallin KA painottaessa enemmän keskimmäistä luokkaa VU (Taulukko 19).

Monimutkaisempi varovaisuusperiaatteeseen perustuva malli (KVALI)

Myös mallin KVALI tulosten mukaan luhtahuitin luokka nousee luokasta NT luokkaan VU. Mallin tulokset vastaavat mallin VAR tuloksia, kun lajin luokittelussa on käytetty vain yhtä kriteeriä ja poikkeavat mallin VAR tuloksista, kun käytössä on ollut useampi kuin yksi kriteeri. Ainoastaan kiljuhanhi on tästä poikkeus: vaikka lajin luokittelussa on käytetty kahta kriteeriä, molempien

varovaisuusperiaatteeseen perustuvien mallien tulokset ovat samanlaiset.

Verrattaessa kaikkien mallien antamia tuloksia keskenään, etelänsuosirrin ja luhtahuitin tuloksissa on eniten eroja (Taulukko 19).

Taulukko 19. Luokiteltujen lintulajien uhanalaisuusluokkien todennäköisyysjakaumat. Jakaumat ovat kaikkien lajeja luokitelleiden asiantuntijoiden antamien jakaumien keskiarvojakaumia. Malli ”VAR” merkitsee varovaisuusperiaatteeseen perustuvaa yksinkertaista mallia, malli ”PROS” osuusperiaatteeseen perustuvaa ääriarvomallia, malli ”KA” keskiarvoperiaatteeseen perustuvaa keskiarvomallia ja malli ”KVALI” varovaisuusperiaatteeseen perustuvaa monimutkaista mallia.

Laji	Ua-lka v.2010	Luokka	Mallien mukaiset jakaumat			
			VAR	PROS	KA	KVALI
1. Haahka Käytetyt kriteerit: A2	NT	CR	0	0	0	0
		EN	0,67	0,67	0,67	0,67
		VU	43	43	43	43
		NT/LC	56,33	56,33	56,33	56,33
		Ei sovellu				0
2. Etelänsuosirri Käytetyt kriteerit: C2a(i), D1	CR	CR	100	71,67	70,53	87,67
		EN	0	28,33	29,47	12,33
		VU	0	0	0	0
		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				0
3. Metsähanhi Käytetyt kriteerit: A2	NT	CR	0	0	0	0
		EN	16,11	16,11	16,11	16,11
		VU	44,44	44,44	44,44	44,44
		NT/LC	39,44	39,44	39,44	39,44
		Ei sovellu				0
4. Riekkö Käytetyt kriteerit: A2	NT	CR	0	0	0	0
		EN	3,33	3,33	3,33	3,33
		VU	46,67	46,67	46,67	46,67
		NT/LC	50	50	50	50
		Ei sovellu				0
5. Mustakurkku- uikku Käytetyt kriteerit: A2, C1	VU	CR	0	0	0	0
		EN	17,33	8,67	8,31	17,33
		VU	82,34	82,83	82,87	82,02
		NT/LC	0,33	8,5	8,82	0,65
		Ei sovellu				0

(jatkuu)

Taulukko 19 (jatkuu).

Laji	Ua-lka v.2010	Luokka	Mallien mukaiset jakaumat			
			VAR	PROS	KA	KVALI
6. Kiljuhanhi	CR	CR	100	99,58	100	100
Käytetyt kriteerit:		EN	0	0,42	0	0
C1+2a(i), D1		VU	0	0	0	0
		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				0
7. Tukkakoskelo	NT	CR	0	0	0	0
Käytetyt kriteerit:		EN	0	0	0	0
A2		VU	60	60	60	60
		NT/LC	40	40	40	40
		Ei sovellu				0
8. Lapinsirri	VU	CR	0	0	0	0
Käytetyt kriteerit:		EN	34	17	6,71	34
A2, C1		VU	65,88	66,33	88,1	65,43
		NT/LC	0,12	16,67	5,19	0,57
		Ei sovellu				0
9. Kuhankeittäjä	NT	CR	0	0	0	0
Käytetyt kriteerit:		EN	6,67	6,67	6,67	6,67
A2		VU	30	30	30	30
		NT/LC	63,33	63,33	63,33	63,33
		Ei sovellu				0
10. Peltosirkku	EN	CR	0,01	0,01	0,01	0,01
Käytetyt kriteerit:		EN	78,33	78,33	78,33	78,33
A2		VU	20,67	20,67	20,67	20,67
		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				0
11. Räyskä	NT	CR	0	0	0	0
Käytetyt kriteerit:		EN	0	0	0	0
D1		VU	0	0	0	0
		NT/LC	100	100	100	100
		Ei sovellu				0
12. Luhtahuitti	NT	CR	0,5	0,25	0,01	0
Käytetyt kriteerit:		EN	11,19	5,75	2,92	6,35
A2, C1		VU	56,3	36,25	41,63	51,37
		NT/LC	32,01	57,75	55,44	42,27
		Ei sovellu				0

(jatkuu)

Taulukko 19 (jatkuu).

Laji	Ua-lka v.2010	Luokka	Mallien mukaiset jakaumat			
			VAR	PROS	KA	KVALI
13. Käenpiika Käytetyt kriteerit: A2	NT	CR	0	0	0	0
		EN	0	0	0	0
		VU	10	10	10	10
		NT/LC	90	90	90	90
		Ei sovellu				0
14. Hiirihaukka Käytetyt kriteerit: A2, C1	VU	CR	0	0	0	0
		EN	7,5	3,75	3,11	2,5
		VU	92,48	89,75	90,67	94,41
		NT/LC	0,03	6,5	6,23	3,09
		Ei sovellu				0

3.3.2. Kalalajien todennäköisyysjakaumat ja luokkamuutokset

Kalalajien kohdalla luokkamuutos oli ilmeinen kaikkien mallien tulosten perusteella kolmen lajin (33 %) kohdalla. Lajit ovat rantanuoliainen, toutain ja nahkiainen, ja niiden kaikkien kohdalla luokitus nousi; rantanuoliaisen tapauksessa luokasta VU luokkaan EN ja toutaimen ja nahkiaisen kohdalla luokasta NT luokkaan VU. Varmimmin arvioitu laji oli kaikkien mallien perusteella lohi, jolle määräytyi 100 % todennäköisyys luokalle VU (Taulukko 20).

Yksinkertainen varovaisuusperiaatteen perustuva malli (VAR)

Mallin VAR tulosten perusteella varmimmin arvioituja kalalajeja ovat toutain ja lohi, joista molemmille määräytyy 100 % todennäköisyys luokalle VU. Myös Saimaan nieriän luokittelutulos on lähestulkoon 100 % luokalle CR.

Osuuslaskentaan perustuva malli (PROS) ja keskiarvolaskentaan perustuva malli (KA)

Myös mallien PROS ja KA tulosten perusteella lohi ja toutain ovat varmimmin arvioituja lajeja. Mallien tulokset vastaavat mallin VAR tuloksia viiden lajin kohdalla. Mallien PROS ja KA tulokset ovat suurimmaksi osaksi samanlaisia tai lähestulkoon samanlaisia. Suurin ero mallien tulosten välillä on nähtävissä Saimaan nieriän kohdalla (Taulukko 20).

Monimutkaisempi varovaisuusperiaatteeseen perustuva malli (KVALI)

Varovaisuusperiaatteeseen perustuvan mallin KVALI tulokset vastaavat mallin VAR tuloksia aina, kun lajin luokitteluun on käytetty ainoastaan yhtä kriteeriä, ja kun kriteerejä on käytetty useampia, mallien tulokset poikkeavat toisistaan. Suurimmat mallien väliset erot ovat vaellussiian ja rantanuoliaisen kohdalla (Taulukko 20). Rantanuoliaisen tapauksessa luokka ”Kriteeri ei sovellu” saa 27,5 % todennäköisyyden (Taulukko 20), joten kriteerien B1 ja B2 ala- ja pääkriteerien välillä on ristiriitaisuutta tai vaadittava määrä alakriteerejä ei täyty. Tässä tapauksessa kriteerin B1 ja alakriteerin ”Ba: esiintymiä” välillä on pieni ristiriita, sillä pääkriteerin B1 jakauma on määritetty 10 % todennäköisyydellä luokkaan CR, mutta alakriteerin a(lkm) todennäköisyys 100 % todennäköisyydellä luokkaan EN. Tämä johtuu siitä, että mallin taulukot on rakennettu niin, että jos CR saa vähänkin todennäköisyyttä pääkriteereiden B1 tai B2 kohdalla käytettäessä kriteerejä B1, B2 ja ”Ba: esiintymiä”, luokalle CR tulee määräytyä todennäköisyyttä myös alakriteerissä ”Ba: esiintymiä”, tai muuten luokka ”Kriteeri ei sovellu” saa arvoja.

Taulukko 20. Luokiteltujen kalalajien uhanalaisuusluokkien todennäköisyysjakaumat. Jakaumat ovat kaikkien lajeja luokitelleiden asiantuntijoiden antamien jakaumien keskiarvojakaumia. Malli ”VAR” merkitsee varovaisuusperiaatteeseen perustuvaa yksinkertaista mallia, malli ”PROS” summa-periaatteeseen perustuvaa ääriarvomallia, malli ”KA” summaperiaatteeseen perustuvaa keskiarvomallia ja malli ”KVALI” varovaisuusperiaatteeseen perustuvaa monimutkaista mallia.

Laji	Ua-lka v.2010	Luokka	Mallien mukaiset jakaumat			
			VAR	PROS	KA	KVALI
1. Vaellussiika	EN	CR	0	0	0	0
Käytetyt kriteerit:		EN	95	70	69	75,01
A4, B2b(ii, iii, v),		VU	5	30	31	24,99
B2c(iv)		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				0
2. Rantanuoliainen	VU	CR	10	5	4,80	5
Käytetyt kriteerit:		EN	90	90	90	65
B1ab(iii), B2ab(iii)		VU	0	5	5,20	0
		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				30
3. Saimaan nieriä	CR	CR	99,95	58,75	55,68	98,27
Käytetyt kriteerit:		EN	0,05	35	44,31	1,73
A4cd, B2a, b(ii)		VU	0	6,25	0,01	0
(v), C2a(i), D1		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				0
4. Harjus	CR	CR	77,5	77,5	77,5	77,5
(merikannat)		EN	22,5	22,5	22,5	22,5
Käytetyt kriteerit:		VU	0	0	0	0
A4		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				0
5. Toutain	NT	CR	0	0	0	0
Käytetyt kriteerit:		EN	0	0	0	0
B2, D2		VU	100	100	100	81,25
		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				18,75
6. Nahkiainen	NT	CR	0	0	0	0
Käytetyt kriteerit:		EN	0	0	0	0
A2 ja A4		VU	91	70	69,16	91
		NT/LC	9	30	30,84	9
		Ei sovellu				0

(jatkuu)

Taulukko 20 (jatkuu).

Laji	Ua-lka v.2010	Luokka	Mallien mukaiset jakaumat			
			VAR	PROS	KA	KVALI
7. Lohi	VU	CR	0	0	0	0
Käytetyt kriteerit:		EN	0	0	0	0
D2		VU	100	100	100	100
		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				0
8. Meritaimen	CR	CR	80	80	80	80
Käytetyt kriteerit:		EN	16,67	16,67	16,67	16,67
A4		VU	3,33	3,33	3,33	3,33
		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				0
9. taimen	EN	CR	30	30	30	30
(sisävesikannat)		EN	70	70	70	70
Käytetyt kriteerit:		VU	0	0	0	0
A4		NT/LC	0	0	0	0
		Ei sovellu				0

3.4. Laadittujen uhanalaisuusmallien vertailu

Kaikissa niissä tapauksissa, kun lajeja on luokiteltu ainoastaan yhden kriteerin avulla, kaikki mallit antavat samanlaisen jakauman. Linnuista ainoastaan yhtä luokittelukriteeriä on käytetty kahdeksan lajin kohdalla (57 %) ja kalalajeista neljän (44 %) kohdalla (Taulukko 19 ja Taulukko 20). Niissä tapauksissa, kun mallien tulosten välillä on eroa, varovaisuusperiaatteeseen perustuva malli VAR antaa aina suuremman todennäköisyyden korkeammille luokille kuin muut mallit (Taulukko 19 ja Taulukko 20).

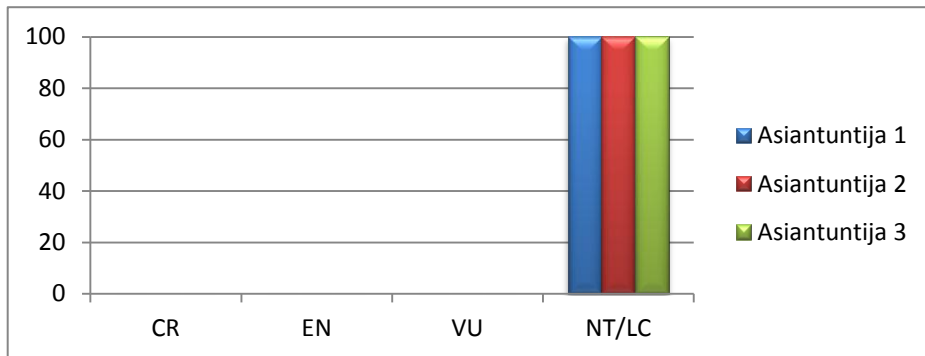
Huomattavimmat mallien väliset erot ovat lintulajeista etelänsuosirrin (Taulukko 19) ja kalalajeista Saimaan nieriän kohdalla (Taulukko 20). Mallien PROS ja KA jakaumat ovat suurimmaksi osaksi lähes tai täysin samanlaisia, mutta niissä tapauksissa kun mallien tulokset eroavat toisistaan, malli PROS korostaa äärimmäisiä arvoja ja malli KA keskimääräisiä arvoja. Tämä on nähtävissä esimerkiksi Saimaan nieriän (Taulukko 20) ja lapinsirrin (Taulukko 19) kohdalla.

3.5. Asiantuntijoiden määrittämien todennäköisyysjakaumien väliset erot

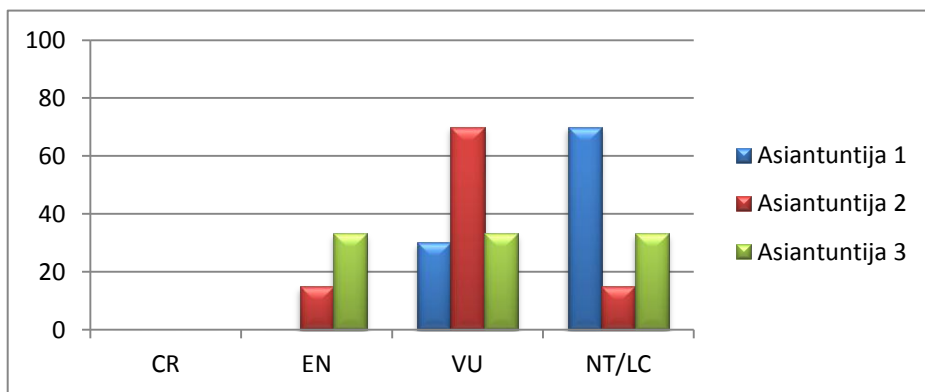
3.5.1. Lintutyöryhmän asiantuntijoiden väliset erot

Lintulajien kohdalla asiantuntijat antoivat täysin samanlaisen jakauman ainoastaan räyskän tapauksessa kaikkien mallien tulosten perusteella (Kuva 22). Muiden lajien kohdalla asiantuntijoiden antamien jakaumien välillä oli jonkin verran eroja. Suurimmat erot ovat metsähanhen, riekon, tukkakoskelon ja kuhankeittäjän kohdalla (Kuvat 23–26). Kaikkien näiden lajien luokitteluun on käytetty ainoastaan kriteeriä A2, joten yksittäisten asiantuntijoiden antamat todennäköisyysjakaumat ovat kaikkien eri mallien avulla tarkasteltuna samanlaiset, eli esimerkiksi asiantuntijan 1 määrittämä jakauma on metsähanhen kohdalla 30 % todennäköisyys luokalle VU ja 70 % todennäköisyys luokalle

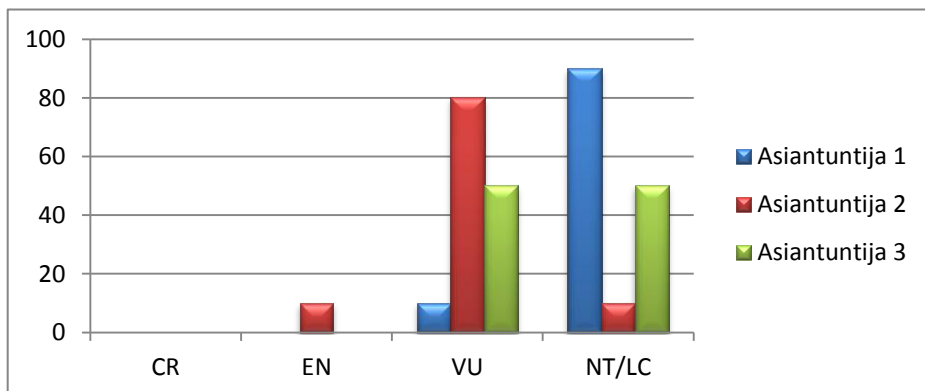
NT/LC (Kuva 23) kaikkien mallien VAR, PROS, KA ja KVALI avulla tarkasteltuna.



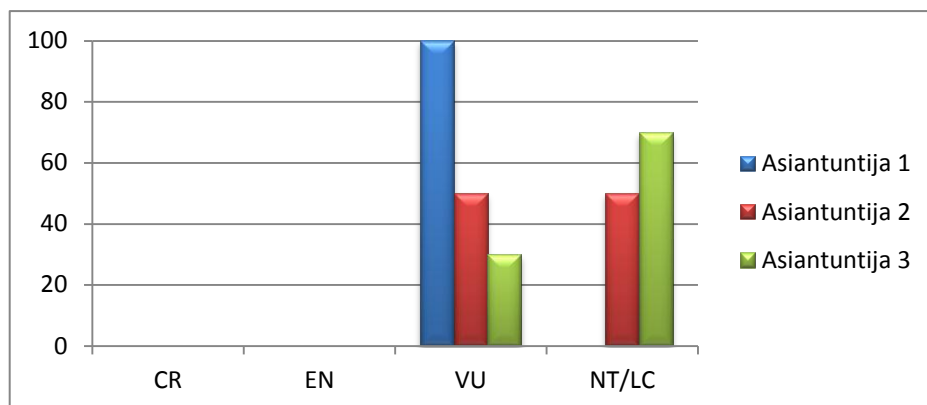
Kuva 22. Räyskän uhanalaisuusluokkien todennäköisyysjakaumat. Kaikkien eri asiantuntijoiden määrittämät jakaumat ovat samanlaiset.



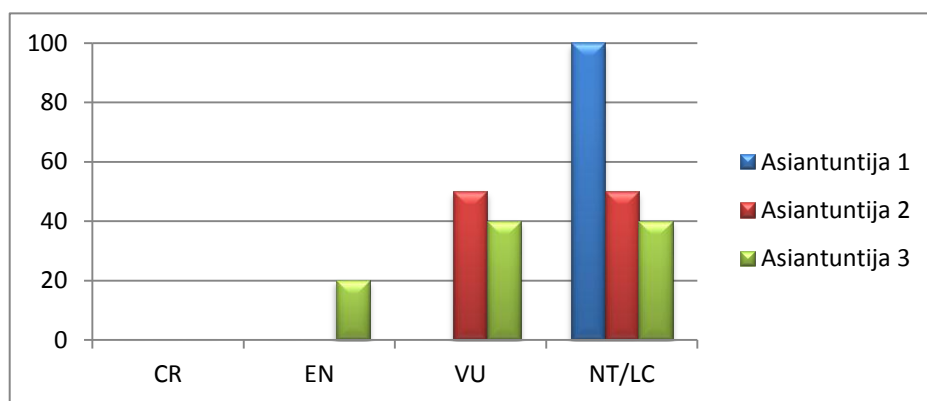
Kuva 23. Metsähanhen uhanalaisuusluokkien todennäköisyysjakaumat.



Kuva 24. Riekon uhanalaisuusluokkien todennäköisyysjakaumat.



Kuva 25. Tukkakoskelon uhanalaisuusluokkien todennäköisyysjakaumat.



Kuva 26. Kukankeittäjän uhanalaisuusluokkien todennäköisyysjakaumat.

Kaikki asiantuntijat käyttivät haastatteluissa vuoden 2010 luokituksessa (Rassi ym. 2010) käytettyjen kriteerien lisäksi muitakin luokitteluun sopivia kriteerejä (Taulukko 21). Lisäkriteerejä käytettiin kahdeksan lintulajin kohdalla ja nämä kaikki lajit käsiteltiin vuonna 2010 käytettyjen sekä ylimääräisten kriteerien avulla kaikkien neljän mallin kanssa. Minkään lajin kohdalla kaikki asiantuntijat eivät kuitenkaan käyttäneet samoja kriteerejä, joten tulosten yksityiskohtainen tarkastelu ei ole mielekästä.

Taulukko 21. Lintujen luokittelussa v. 2010 uhanalaisuusluokituksessa käytettyjen kriteerien lisäksi käytetyt kriteerit asiantuntijakohtaisesti.

Laji	Asiantuntija 1	Asiantuntija 2	Asiantuntija 3
Kiljuhanhi		C1, C2	B2
Metsähanhi			C1, C2
Etelänsuosirri			A1, C2a(ii)
Lapinsirri	C2		C2
Kuhankeittäjä		C1	
Luhtahuitti		D1	
Haahka	B1, B2		
Räyskä	C1		

Esimerkkinä lintulajista, jolle määritettiin vuoden 2010 luokitteluun (Rassi ym. 2010) verrattuna ylimääräisiä kriteerejä, on kuhankeittäjä. Kuhankeittäjän tapauksessa asiantuntija 2 määritteli todennäköisyysjakauman vuonna 2010 käytetyn kriteerin A2 lisäksi myös kriteerille C1. Asiantuntija määritteli siis jakauman sekä kriteerille A2 että kriteerille C1, ja näiden kriteerien antama yhteisjakauma poikkeaa saman asiantuntijan ainoastaan kriteerille A2 antamasta todennäköisyysjakaumasta.

Yhden asiantuntijan antamaa todennäköisyysjakaumaa verrattiin siis vain hänen omaan jakaumaansa, sillä ainoastaan yhden asiantuntijan antamaa jakaumaa ei voida verrata kaikkien asiantuntijoiden yhteisjakaumaan. Ylimääräisen kriteerin C1 käyttäminen siis tarkoittaa luokittelutulosta ja tuloksena on mallien VAR ja KVALI avulla tarkasteltuna luokan nousu luokasta NT/LC tai VU luokkaan EN ja mallien PROS ja KA avulla tarkasteltuna luokan säilyminen tai nousu luokasta NT/LC tai VU luokkaan VU (Taulukko 22).

Lisäksi asiantuntijan 3 antamat lisäkriteerit saavat aikaan luokkamuutoksen etelänsuosirrin tapauksessa mallien PROS ja KA tulosten perusteella (lasku luokasta CR luokkaan EN). Kaikkien muiden lisäkriteereitä saaneiden lajien kohdalla asiantuntijoiden antama vuonna 2010 käytettyjen kriteerien ja

lisäkritereiden yhteisjakauma poikkeaa vuoden 2010 käytettyjen kriteerin jakaumasta, mutta erot eivät ole merkittäviä.

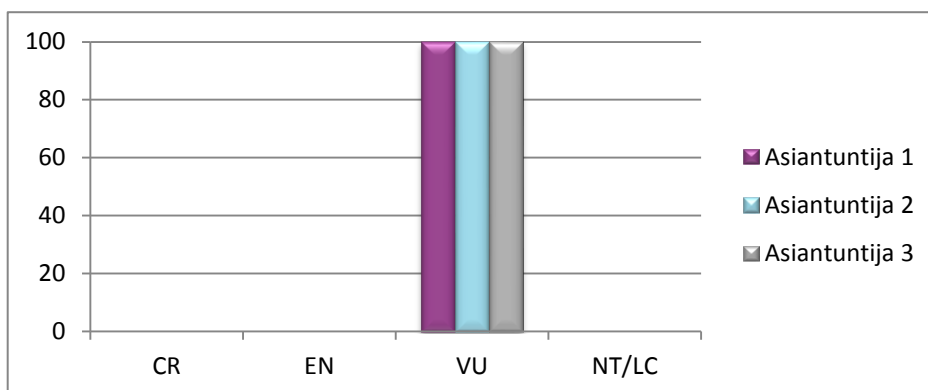
Taulukko 22. Asiantuntijan 2 kuhankeittäjälle antamat todennäköisyysjakaumat. Vuoden 2010 luokittelussa käytettiin vain kriteeriä A2 ja nyt lisäksi kriteeriä C1. Todennäköisyysjakaumat poikkeavat selvästi toisistaan. Kuhankeittäjä luokiteltiin vuoden 2010 luokittelussa kuuluvaksi luokkaan NT (lihavoitu).

Kuhankeittäjä	Asiantuntijan 2 antamat todennäköisyysjakaumat		
Käytetyt mallit	Luokka	Kriteerin A2 jakauma	Kriteerien A2+C1 jakauma
VAR ja KVALI	CR	0	10
	EN	0	50
	VU	50	38
	NT/LC	50	2
PROS ja KA	CR	0	0
	EN	0	19
	VU	50	68
	NT/LC	50	13

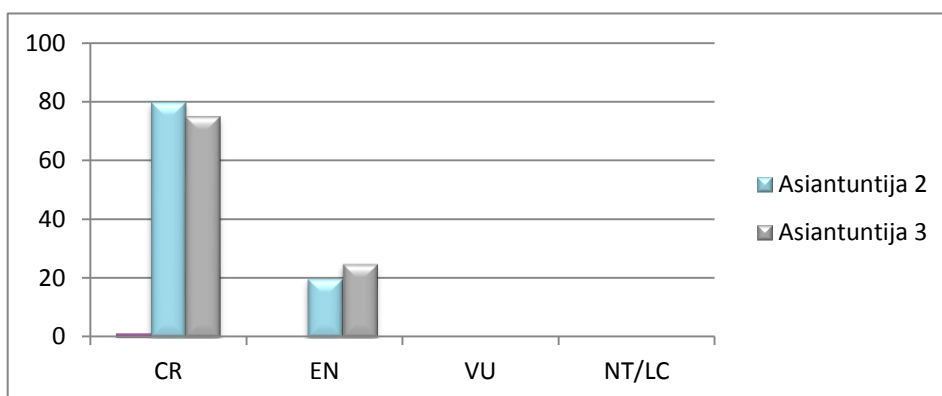
3.5.2. Kalatyöryhmän asiantuntijoiden väliset erot

Kalalajien kohdalla erot asiantuntijoiden välillä olivat vähäisiä. Kalatyöryhmässä tosin useamman kuin yhden asiantuntijan arvioimia lajeja (33 %) oli selvästi vähemmän kuin lintulajien (86 %) tapauksessa. Kaikkien kolmen asiantuntijan arvioimat kalalajit ovat lohi ja meritaimen. Lisäksi kaksi asiantuntijaa antoi todennäköisyysjakauman harjukselle. Kaikkien näiden lajien kohdalla yksittäisten asiantuntijoiden antamat jakaumat ovat eri mallien tulosten perusteella samanlaiset, eli esimerkiksi asiantuntijan 2 määrittämä jakauma on harjuksen kohdalla 80 % todennäköisyys luokalle CR ja 20 % todennäköisyys luokalle EN (Kuva 28) kaikkien mallien VAR, PROS, KA ja KVALI avulla tarkasteltuna. Lohen luokituksessa kaikki asiantuntijat ovat yksimielisesti antaneet lajille 100 % varmuudella luokan VU (Kuva 27). Harjuksen ja meritaimenen kohdalla asiantuntijoiden antamat jakaumat poikkeavat toisistaan (Kuvat 28 ja 29). Suurin

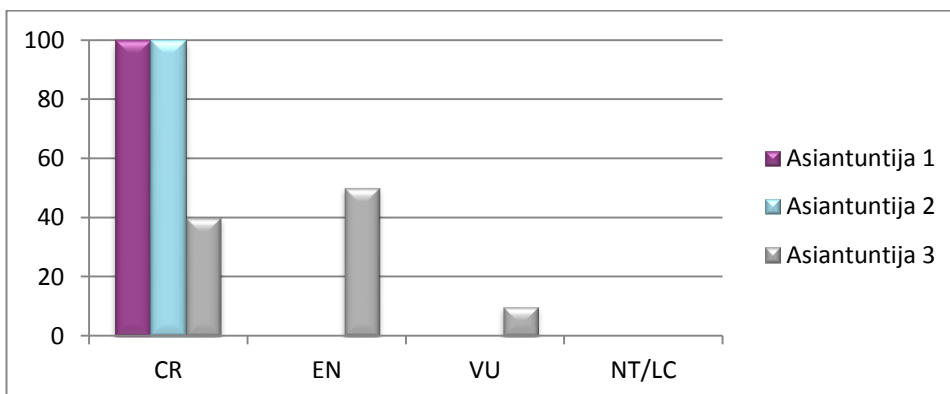
ero asiantuntijoiden antamien jakaumien välillä on meritaimenen kohdalla (Kuva 29).



Kuva 27. Lohen uhanalaisuusluokkien todennäköisyysjakaumat.



Kuva 28. Harjuksen uhanalaisuusluokkien todennäköisyysjakaumat.



Kuva 29. Meritaimenen uhanalaisuusluokkien todennäköisyysjakaumat.

Asiantuntijat 2 ja 3 käyttivät haastatteluissa vuoden 2010 luokituksessa (Rassi ym. 2010) käytettyjen kriteerien lisäksi muitakin luokitteluun sopivia kriteerejä. Lisäkriteerejä käytettiin kuuden kalalajin kohdalla ja kaikki kuusi lajia käsiteltiin vuonna 2010 käytettyjen sekä ylimääräisten kriteerien avulla kaikkien neljän mallin kanssa. Kattava tulosten vertailu vuoden 2010 luokituksen (Rassi ym. 2010) tuloksiin ei kuitenkaan ole mielekästä, sillä minkään lajin kohdalla kaikki asiantuntijat eivät käyttäneet samoja kriteerejä. Kalojen luokittelussa käytetyt lisäkriteerit on esitetty taulukossa 23.

Taulukko 23. Kalojen luokittelussa v. 2010 uhanalaisuusluokituksessa käytettyjen kriteerien lisäksi käytetyt kriteerit. Asiantuntija 1 ei käyttänyt lisäkriteerejä.

Laji	Asiantuntija 2	Asiantuntija 3
Rantanuoliainen		D2
Nahkiainen		B2 b(iii) (v), c (iv)
Lohi		D2, B2 b(v), c(iv)
Taimen		
(merikannat)	B2 c(ii) (iv)	B2 b(v), c(iv)
Taimen		
(sisäv.kannat)		B2 b(ii) (iv) (v), c(ii)
Harjus (merikannat)	B1 a(lkm) ja (pirst), b(iv)	B2 a, b(ii) (iii) (iv), D1

Esimerkkinä kalalajista, jolle määritettiin vuoden 2010 luokitteluun (Rassi ym. 2010) verrattuna ylimääräisiä kriteerejä, on nahkiainen. Sen tapauksessa asiantuntija 3 määritteli todennäköisyysjakauman vuonna 2010 käytettyjen kriteerien A2 ja A4 lisäksi myös kriteerille B2. Ylimääräisten kriteerien käyttö nostaa uhanalaisuusluokkaa vuoden 2010 luokasta NT kaikkien mallien tulosten perusteella. Mallien VAR ja KVALI tulosten mukaan luokka nousee peräti kahdella luokka-asteella luokkaan EN, joskin eroa yksittäisen asiantuntijan vuoden 2010 antamaan jakaumaan on ainoastaan yhden luokka-asteen verran. Mallien PROS ja KA tulosten perusteella luokitus nousee yhdellä asteella luokkaan VU (Taulukko 24).

Taulukko 24. Asiantuntijan 3 nahkiaiselle antamat todennäköisyysjakaumat. Vuoden 2010 luokittelussa käytettiin kriteerejä A2 ja A4 ja nyt lisäksi kriteeriä B2. Eri kriteeriyhdistelmien todennäköisyysjakaumat poikkeavat selvästi toisistaan. Nahkiainen luokiteltiin vuoden 2010 luokittelussa kuuluvaksi luokkaan NT (lihavoitu).

Nahkiainen	Asiantuntijan 3 antamat todennäköisyysjakaumat		
Käytetyt mallit	Luokka	Kriteerin A2+A4 jakauma	Kriteerien A2+A4+B2 jakauma
VAR	CR	0	0
	EN	0	100
	VU	91	0
	NT/LC	9	0
PROS ja KA	CR	0	0
	EN	0	44
	VU	91	56
	NT/LC	9	0
KVALI	CR	0	0
	EN	0	77
	VU	91	21
	NT/LC	9	2

Asiantuntijan 3 antamat lisäkriteerit saavat aikaan luokkamuutoksen myös rantanuoliaisen tapauksessa kaikkien mallien tulosten perusteella (nousu luokasta VU luokkaan EN) ja lohen kohdalla mallin VAR tulosten perusteella (nousu luokasta VU luokkaan EN). Muiden lisäkriteerejä saaneiden kalalajien kohdalla asiantuntijoiden antama vuonna 2010 käytettyjen kriteerien ja lisäkriteerien yhteisjakauma poikkeaa vuoden 2010 käytettyjen kriteerin jakaumasta, mutta erot eivät ole merkittäviä.

3.6. Eliötyöryhmien väliset erot todennäköisyysmallien avulla suoritettussa uhanalaisuusluokittelussa

Lintutyöryhmän asiantuntijat kokivat todennäköisyyksien määrittämisen helpommaksi kuin kalatyöryhmän asiantuntijat, sillä linnuista on olemassa enemmän ja kattavampaa aineistoa kuin kaloista. Kaloihin liittyy siis yleisesti ottaen lintuja enemmän epävarmuutta. Kysymyslomakkeen vastausten perusteella kalatyöryhmän asiantuntijat kokivat myös vuoden 2010 uhanalaisuusarvioinnin

tekemisen haastavammaksi kuin linturyhmän asiantuntijat. Kalatyöryhmän jäsenet olivat myös tyytymättömämpiä kriteereihin ja kokivat, että luokittelukriteereitä tulisi selventää ja räätälöidä paremmin kalalajien luokitteluun soveltuviksi. Molempien työryhmien asiantuntijat kokivat kriteerin C2a(ii) (Liite2) epäselväksi ja hankalaksi. Kriteerin vaikeaselkoisuuden vuoksi sitä ei käytetty kertaakaan vuoden 2010 (Rassi ym. 2010) luokittelussa eikä myöskään nyt mallien avulla tehdyssä luokittelussa.

3.7. Asiantuntijoiden suhtautuminen todennäköisyyspohjaisten mallien käyttämiseen uhanalaisuusluokittelussa

Asiantuntijoille annettuun kyselylomakkeeseen (Liite 3) vastasi kaiken kaikkiaan neljä kuudesta asiantuntijasta. Kaikki kyselyyn vastanneet kokivat mallien käytön uhanalaisuusluokittelussa hyödyllisiksi arvolla 4, kun vastausväli oli 1(=ei ollenkaan)–5(=erittäin hyödyllinen). Epävarmuuden käsittely nykyisen IUCN:n arviointimenetelmän avulla koettiin haastavaksi/ongelmalliseksi (arvo 4) tai erittäin haastavaksi/ongelmalliseksi (arvo 5) ja tässä työssä esiteltyjen uhanalaisuusmallien käyttö koettiin nykyistä paremmaksi menetelmäksi uhanalaisuusarvioinnissa.

Asiantuntijoiden perusteluina mallien hyödyllisyydelle uhanalaisuusluokituksessa oli mallien mahdollistama luotettavampi ja parempi epävarmuuden käsittely ja huomioiminen ja sitä myötä luotettavampien päätösten tekemisen mahdollisuus sekä erilaisten aineistoon, kriteerien käyttöön ja tulkintaan liittyvien ongelmien huomioiminen. Mallien käytön vahvuuksiksi koettiin myös dokumentoinnin parantuminen, sillä malleja käytettäessä jää parempi tekninen jalanjälki siitä, miten valittuun luokkaan on päädytty. Perusteluna oli myös useiden eri luokkaan johtavien kriteerien huomioiminen aiempaa helpommin. Mallien mahdollisiksi rajoitteiksi asiantuntijat kokivat mallien käyttämiseksi vaadittavan asiantuntemuksen ja ajankäytön. Lisäksi todettiin, että mallien avulla tehty arviointityö ei vastaa aiemmissa arvioinnissa käytettyä menetelmää, jolloin suora vertailu aiempiin luokittelutuloksiin hankaloituu.

Kysymyksen ”Voisiko tämän tapaisten mallien käyttö helpottaa luokittelutyötä” (Liite 3) vastaukset vaihtelivat välillä 2–5 (1=ei ollenkaan, 5=ehdottomasti). Asiantuntijat perustelivat vastauksiaan mm. luokittelutyöhön käytettävän ajan todennäköisellä lisääntymisellä, mutta toisaalta rajatapauksina pidettävien lajien luokittelun mahdollisena helpottumisena. Asiantuntijat kokivat myös, että lajityöryhmissä tulisi malleja käytettäessä olla ainakin yksi mallinnuksen logiikan ja käytön hyvin sisäistänyt ja osaava henkilö ja että mallien käyttö ei välttämättä helpota luokittelua, mutta voi antaa vertailupohjan aiemmalle menetelmälle.

3.7.1. Metodiikan haastavuus suhteessa asiantuntijatietoon

Kaikki haastatteluihin pyydetty asiantuntijat eivät osallistuneet tutkimukseen. Kieltäytymisen syyt vaihtelivat: todennäköisyysjakaumien määrittäminen koettiin liian haastavaksi, koska tarvittavaa lajiaineistoa ei ollut saatavilla, useiden lajien luokittelu koettiin liian työlääksi ja aikaa vieväksi ja luokittelumenetelmän ymmärtäminen ja sujuva käyttö olisi vaatinut perusteellista perehtymistä ja kertausta.

Myös yksi haastatteluihin osallistuneista asiantuntijoista koki todennäköisyysjakaumien määrittämisen eri uhanalaisuuskriteerien kynnsarvoille haastavaksi (arvo 2 väliltä 1(=erittäin haastavaa)–5(=erittäin helppoa)) (Liite 3). Syynä tähän oli, että asiantuntija ei kokenut todennäköisyyksien määrittämistä itselleen luontevaksi tavaksi ilmaista epävarmuutta ja koki bayesilaisen ajattelutavan vaativan nykyistä enemmän omaksumisaikaa. Todennäköisyysjakaumien määrittämisen haastavaksi kokenut asiantuntija antoi myös muita pienemmän arvon 3 (väliltä 1(= ei ollenkaan)–5(=erittäin hyvin)) vastaukseksi kysymykseen mallien logiikan ja asiantuntijan ajatusmaailman vastaavuudesta (Liite 3). Muut haastateltavat kokivat mallien vastaavan ajatusmaailmaansa hyvin (arvo 4) tai erittäin hyvin (arvo 5). Suurin osa haastateltavista koki todennäköisyyksien määrittämisen helpoksi tai melko helpoksi (arvot 3 ja 4) (Liite 3). Perusteluina oli muun muassa luokittelussa

käytetyn aineiston kvantitatiivisuus, joka helpottaa epävarmuuden arvioimisen esittämistä ja aineiston suuri epävarmuus, jonka esittäminen on todenmukaisempaa todennäköisyysjakauman kuin absoluuttisten arvojen avulla.

4. Tulosten tarkastelu

4.1. Mallien rakenne ja toiminta

Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton uhanalaisuuden luokittelumenetelmän kuvaaminen Bayes-verkkojen avulla on mahdollista ja rakennetut uhanalaisuusmallit ovat selkeitä esityksiä IUCN:n luokittelukriteereistä ja niiden vaikutussuhteista. Malleja voidaan käytännössä soveltaa hyvin lajien luokitteluun ainakin kala- ja lintulajien arvioinnissa.

Uhanalaisuusmallien etuna on, että niiden avulla voidaan valita lajikohtaisesti sopivat kriteerit käyttöön, sulkea pois ne, joita ei voida käyttää luokittelussa ja tarkastella käytettyjen kriteerien yhteisvaikutusta lopulliseen uhanalaisuusluokkaan. Tämä ei ole mahdollista aiemmin tehdyssä uhanalaisuusluokitusta kuvaavassa uhanalaisuusmallissa (Newton 2010), jossa ei ole päätösmuuttujia ja johon on valmiiksi rakennettuna ainoastaan tietyt kriteeriyhdistelmät.

Mahdollistamalla eri kriteerien valinnan ja poissulkemisen mallit vastaavat luokittelukäytäntöä, jossa harvoin voidaan käyttää kaikkia kriteerejä. Esimerkiksi kriteeriä E: Häviämistodennäköisyys ei käytetty kertaakaan viimeisimmässä Suomen uhanalaisuusarvioinnissa (Rassi ym. 2010). Mallien etuna on myös, että niiden avulla voidaan ilmaista ja tarkastella lajien yksilömääriin, maantieteelliseen alueeseen ja muihin luokittelukriteerien muuttujiin liittyvää epävarmuuden määrää.

Lisäksi luokittelua kuvaavien graafisten mallien tarkastelu auttaa hahmottamaan

ja ymmärtämään kriteerien avulla tapahtuvaa luokittelukäytäntöä, sillä mallien logiikka vastaa pääasiassa käytännön luokittelutyötä. Käytännössä lajin luokittelussa valitaan ensin kyseessä olevalle lajille sopivat kriteerit. Kriteerien valinnan jälkeen vaadittujen alakriteerien täyttyminen ja sitä myötä kriteerien käyttömahdollisuus varmistetaan. Lopulta käytetyille kriteereille valitaan sopivat kynnysarvot, jotka vastaavat tiettyjä uhanalaisuusluokkia ja lajin uhanalaisuusluokka määritetään korkeimman luokan antavan kriteerin tai kriteerien perusteella.

Uhanalaisuusmallien käyttö vastaa perinteistä käytännön luokittelutyötä muilta osin, mutta lajin lopullinen uhanalaisuusluokka määräytyy malleja käytettäessä kaikkien käytettyjen kriteerien yhteistuloksena. Malleja käytettäessä voidaan siis huomioida kaikki lajille soveltuvat kriteerit samanaikaisesti, kun perinteisellä tavalla uhanalaisuusluokka määräytyy ainoastaan korkeimman luokan ja mahdollisesti vain yhden kriteerin perusteella. Näin uhanalaisuusmallien avulla tehty luokittelu vastaa perinteistä luokittelua paremmin IUCN:n ohjeita, joiden mukaan luokittelussa tulee käyttää mahdollisimman montaa kriteeriä ja kaikki kriteerit tulee käydä läpi (Mannerkoski & Rytteri 2007).

Uhanalaisuusmallien käyttö lajin luokittelussa lisää myös luokittelun järjestelmällisyyttä, sillä Bayes-mallien käyttö edellyttää käyttäjiltä aihealueen hyvää hahmottamista ja ajattelun jäsentymistä (Uusitalo 2007). Lisäksi mallien käyttö selkeyttää ja yhdenmukaistaa käytännön luokittelutyötä. Muun muassa luokitteluohjeiden toteutuminen voidaan paremmin varmistaa malleja käytettäessä. Esimerkiksi varovaisuusperiaatteeseen perustuvan pää- ja alakriteerejä kuvaavan mallin KVALI muuttujien ”Ba: esiintymiä + B1” ja ”Ba: esiintymiä + B2” sekä muuttujien C1, C2a(i) ja C2a(ii) avulla varmistutaan siitä, että pääkriteerit ja alakriteerit kuuluvat IUCN:n luokitteluohjeiden mukaisesti toisiaan vastaaviin luokkiin. Myös kaikkien vaadittavien alakriteerien toteutumisen tarkistaminen on helpompaa graafisen mallin ja kriteereihin B ja C sisältyvän luokan ”Kriteeri ei sovellu” käytön myötä.

Bayes-verkkojen käyttäminen uhanalaisuusluokittelussa on hyödyllistä myös siksi, että menetelmän käyttö saattaa mahdollistaa uusien lajien tarkastelun ja arvioimisen (Newton 2010). Nykyistä luokittelumenetelmää käytettäessä valtaosa maailman lajeista on pitänyt jättää kokonaan luokittelematta tiedon riittämättömyyden vuoksi. Maailman tunnetuista vajaasta kahdesta miljoonasta lajista on vuoteen 2010 mennessä arvioitu ainoastaan kolme prosenttia. Suomenkin lajeista suurin osa on vielä kokonaan luokittelematta, vaikka viimeisimmän uhanalaisuusarvioinnin ansiona on maailmanlaajuisesti korkea luokitteluprosentti: 45 % koko lajistosta (Rassi ym. 2010). Jos siis epävarmuuden tarkastelu sallittaisiin osana luokittelumenetelmää, uusien lajien luokittelu voisi mahdollistua.

Vaikka rakennetut uhanalaisuusmallit kuvaavat hyvin IUCN:n luokittelukriteerejä ja käytännön luokittelumenetelmää, mallit eivät kuitenkaan täysin vastaa IUCN:n uhanalaisuusluokittelumenetelmän teoreettista taustaa ja luokitteluohjeita. Syinä tähän ovat, että IUCN:n uhanalaisuusluokittelumenetelmää ei ole alun perin suunniteltu sovellettavaksi todennäköisyysmallinnukseen eikä menetelmään perustuvan luokittelun yhteydessä ole aiemmin ollut mahdollisuutta esittää kynnysarvoihin ja niitä vastaaviin luokkiin liittyvää epävarmuutta. Näiden syiden takia Bayes-mallien rakentaminen luokitteluohjeiden pohjalta ei myöskään ollut aivan yksinkertaista. Lisäksi malleja rakennettaessa IUCN:n ohjeisiin tehtiin kriteerin C kohdalla käytännön luokittelutyötä vastaava sovellus lisäämällä käyttömahdollisuus kriteerien C1 ja C2 yhdistelmälle. Malleihin lisättiin myös luokan NT/LC kynnysarvot, vaikka IUCN:n ohjeissa niitä ole määritelty.

Esimerkkinä mallien ja luokittelumenetelmän logiikan eroavuudesta on kriteeri D2, joka sisältää ainoastaan luokan VU, minkä takia muille luokille ei voida antaa todennäköisyysjakaumaa. Tästä syystä mallissa KVALI kriteeriä D2 päädyttiin esittämään laadullisena kriteerinä, vaikka siihen sisältyikin määrällinen määritelmä (Liite 2). Muissa malleissa (VAR, PROS, KA) kriteerille D2 ei voi määrittää jakaumaa, vaan luokalle VU määräytyy automaattisesti 100 % todennäköisyys. Kriteerien D1 ja D2 samanaikainen käyttäminen ratkaistiin

kaikissa malleissa niin, että yhdistelmän D1+D2 kohdalla ainoastaan luokan VU valitseminen on mahdollista, sillä kriteerissä D2 on ainoastaan luokan VU valintamahdollisuus.

Uhanalaisuusmalleja rakennettiin neljä kappaletta, jotta mallien avulla voitaisiin tarkastella ja vertailla erilaisia luokitteluperiaatteita. Varovaisuusperiaatteeseen perustuvan mallin tarkastelu osoittaa, että varovaisuusperiaatteen soveltaminen uhanalaisuusluokittelussa johtaa siihen, että mitä vähemmän tarkkaa tietoa lajista on käytettävissä, sitä suuremmalla todennäköisyydellä sen lopulliseksi uhanalaisuusluokaksi määräytyy erittäin (EN) tai äärimmäisen uhanalainen (CR). Eri lajien luokittelun yhteydessä käytetään myös eri määriä eri kriteerejä, ja tiedon ollessa hyvin epävarmaa useamman kriteerin käyttö nostaa korkeimpien luokkien (EN ja CR) todennäköisyyttä.

Varovaisuusperiaatteeseen perustuvien mallien yhteydessä on myös oleellista tarkastella lopullisen uhanalaisuusluokan valinnassa sovellettavaa periaatetta. Esimerkiksi jos muuttuja ”Uhanalaisuusluokka” antaa tietyille lajille tulokseksi jakauman CR 16 %, EN 44 %, VU 40 % ja NT/LC 0 %, tulee päättää, valitaanko lopulliseksi uhanalaisuusluokaksi edelleen varovaisuusperiaatetta noudattaen luokka CR, koska sillä on pieni todennäköisyys, vai luokka EN, koska sen todennäköisyys on suurin. Edellisessä tapauksessa varovaisuusperiaatetta tulee sovellettua kahteen kertaan. Tästä syystä tässä tutkimuksessa on sovellettu jälkimmäistä tapaa, eli lopullinen uhanalaisuusluokka on valittu suurimman todennäköisyyden saaneen luokan mukaisesti.

Keskiarvoperiaatteeseen perustuvan mallin KA käyttäminen luokittelussa on hyödyllistä, jos uhanalaisuusluokittelussa halutaan tarkastella käytettyjen kriteerien ja luokkien antamaa keskiarvoa. Jos taas halutaan tarkastella kriteerien ja niitä vastaavien luokkien osuuksia, voidaan käyttää luokkia tasaisesti painottavaa mallia PROS. Vaikka nämä mallit eivät perustukaan varovaisuusperiaatteeseen, niiden käytön yhteydessä voidaan kuitenkin soveltaa varovaisuusperiaatetta luokittelun viimeisessä vaiheessa eli valittaessa lopullista

uhanalaisuusluokkaa muuttujan ”Uhanalaisuusluokka” alta.

Malleja KA ja PROS käytettäessä varmistutaan myös siitä, että lajille määräytyvä lopullinen uhanalaisuusluokka ei ole liian korkea tilanteessa, jossa lajia koskeva tieto on hyvin epävarmaa. Sen sijaan varovaisuusperiaatteeseen perustuvien mallien käyttö johtaa suoraan korkeisiin uhanalaisuusluokkiin luokittelutiedon ollessa hyvin epävarmaa. Lajien luokittelu korkeisiin uhanalaisuusluokkiin tiedon vähyiden vuoksi ei ole järkevää vähäisten suojeluresurssien takia. Niinpä varovaisuusperiaatteeseen perustuvia malleja ei tulisi käyttää luokittelutiedon ollessa hyvin epävarmaa. Myös IUCN:n ohjeissa mainitaan, että jos käytettävissä oleva aineisto on niin epävarmaa, että mikä tahansa uhanalaisuusluokka on todennäköinen tai mahdollinen, taksoni tulisi sijoittaa puutteellisesti tunnettujen (DD) luokkaan (Mannerkoski & Rytteri 2007).

Hyvä esimerkki eri laskentaperiaatteeseen perustuvien mallien välisistä eroista on luhtahuitin luokittelutulos. Luhtahuittia koskeva luokkamuutos luokasta NT/LC luokkaan VU pätee vain varovaisuusperiaatteeseen perustuvien mallien VAR ja KVALI tapauksessa, sillä muiden mallien tulosten perusteella lajin luokka pysyy luokassa NT/LC. Verrattaessa lajikohtaisesti eri mallien antamia luokittelutuloksia, luhtahuitin, etelänsuosirrin ja Saimaan nieriän luokittelutulosten perusteella varovaisuusperiaatteeseen perustuvien mallien käyttö saattaa ylikorostaa korkeiden uhanalaisuusluokkien todennäköisyyttä. Samansuuntaisia tuloksia IUCN:n luokittelumenetelmän uhanalaisuuden yliarvioinnista on saatu aiemminkin: Webb ja Carillo (2000) totesivat, että IUCN:n luokittelukriteerit yliarvioivat todellisia uhanalaisuuden ja sukupuuttoon kuoleminen riskejä.

Luokittelutuloksiin vaikuttaa laskentaperiaatteen lisäksi myös käytettyjen kriteerien määrä, mitä ilmentää Saimaan nieriän luokittelutulos. Saimaan nieriän luokittelussa on käytetty neljää kriteeriä ja tästä syystä mallien väliset erot korostuvat huomattavasti enemmän kuin lajeilla, joiden luokittelussa on käytetty vähemmän kriteerejä. Sen sijaan yhtä kriteeriä käytettäessä kaikkien eri mallien tulokset ovat täysin samanlaiset lajista riippumatta.

4.2. Luokittelutulosten analysointi

Lajeja, joiden luokka muuttui vuoteen 2010 verrattaessa, oli yhteensä kuusi, eli luokkamuutos koski yli neljäsosaa (26 %) kaikista tarkastelluista lajeista. Lisäksi luokan muutos oli lähellä kahden lajin tapauksessa (riekko ja haahka). Kaikkien lajien kohdalla luokitus nousi; viiden lajin kohdalla (metsähanhi, tukkakoskelo, luhtahuitti, toutain, nahkiainen) luokka nousi luokasta NT luokkaan VU ja yhden lajin kohdalla (rantanuoliainen) luokasta VU luokkaan EN.

Erityisesti ensin mainittujen viiden lajin kohdalla luokkamuutokset ovat merkittäviä, sillä lajeja ei ole aikaisemmin luokiteltu uhanalaisiksi. Tämän tutkimuksen tulosten perusteella uhanalaisten lajien määrä lisääntyy siis kolmen lintulajin ja kahden kalalajin verran. Luokkamuutos silmälläpidettävästä (NT) uhanalaiseksi (VU) on merkittävä, sillä luonnonsuojeluasetuksen mukaan uhanalaiset lajit on erityisesti otettava huomioon ympäristöministeriön toteuttamassa eliölajien seurannassa. Jos lajin suojelutaso ei ole seurannan perusteella suotuisa, ministeriön tulee ryhtyä toimiin riittävän suojelutason saavuttamiseksi (Rassi ym. 2010). Myös rantanuoliaista koskeva luokkamuutos on huomattava, sillä luokan EN lisäksi myös luokalla CR on todennäköisyyttä, mutta luokalle VU (vuoden 2010 luokittelutulos) määräytyy pieni todennäköisyys ainoastaan mallin PROS tulosten perusteella.

Syynä luokkamuutoksiin saattaa olla, että todennäköisyyksmallien avulla tapahtuva luokittelu tuo tarkasti esiin eri luokkiin liittyvää epävarmuutta ja eri luokkiin johtavia kynnyksarvoja tulee mahdollisesti arvioitua tarkemmin, kun tietoa esitetään todennäköisyysmuodossa. Myös edellisessä luvussa mainitut mallien laskentaperiaatteisiin liittyvät syyt vaikuttivat luokkamuutoksiin, muun muassa luhtahuitin tapauksessa.

Lisäksi luokkamuutoksiin saattoi johtaa se, että asiantuntijat antoivat jakaumat yksitellen niin, että muiden mielipiteet eivät vaikuttaneet luokittelupäätöksiin. Toisin kuin vuoden 2010 luokittelun yhteydessä mallien avulla tehdyssä

luokittelussa lopullista uhanalaisuusluokkaa ei päätetty yhteistyön tai neuvottelujen tuloksena, vaan luokka määräytyi suoraan asiantuntijoiden keskimääräisen jakauman perusteella. Tästä on hyvänä esimerkkinä metsähanhen luokittelutulos. Vuoden 2010 luokittelussa (Rassi ym. 2010) metsähanhen uhanalaisuusluokkaan kohdistui erimielisyyttä, sillä lajin väheneminen perustui epäsuoraan tietoon: levähtävien lintujen vähenemisen määrään. Metsähanhen kohdalla päädyttiin luokkaan NT pitkien neuvottelujen jälkeen (Lehikoinen 2011).

Luokittelutuloksiin saattoi myös jossain määrin vaikuttaa asiantuntijoiden nykyinen tieto käsiteltyjen lajien taantumisesta, levinneisyydestä ym. muista luokittelukriteereihin liittyvistä tekijöistä. Vaikka luokittelu tehtiinkin luokittelutulosten vertailtavuuden vuoksi vanhojen, vuoden 2010 luokittelussa käytettyjen, aineistojen perusteella, nykyinen tieto saattaa silti vaikuttaa luokittelupäätöksiin ainakin alitajuisesti. Esimerkiksi metsähanhen kohdalla vuoden 2010 arvioinnin (Rassi ym. 2010) jälkeen saatiin tietoa talvehtimiskannan merkittävästä vähenemisestä, mistä syystä vuoden 2010 luokka on Mikkola-Roosin (2011) mukaan nykytiedon valossa virheellinen.

Niin sanottuja varmoja lajeja, jotka luokiteltiin kuuluvaksi tiettyyn luokkaan 100 % todennäköisyydellä, oli yhteensä vain kolme (13 % kaikista lajeista), joten suurin osa lajien luokitteluun liittyvästä tiedosta on jollakin tasolla epävarmaa. Tästä syystä on tärkeää, että epävarmuutta voidaan ilmaista luokittelun yhteydessä.

Asiantuntijoiden määrittämissä todennäköisyysjakaumissa oli selviä eroja neljän lintulajin (metsähanhi, riekko, tukkakoskelo ja kuhankeittäjä) ja yhden kalalajin (meritaimen) kohdalla. Pääasiassa todennäköisyysjakaumat eivät siis eronneet toisistaan merkittävästi. Kalalajeilla useamman kuin yhden asiantuntijan luokittelemia lajeja oli tosin ainoastaan kolme, joten asiantuntijoiden välistä eroa ei voitu tarkastella laajalti.

Asiantuntijoiden samaa lajia koskeville erilaisille todennäköisyysjakaumille voi olla lukuisia eri syitä. Morgan & Henrion (1990) esittävät, että erot

asiantuntijalausunnoissa saattavat johtua asiantuntijoiden välisestä erimielisyydestä lausuntojen pohjalla olevan aineiston laadun suhteen. Toiseksi jotkut asiantuntijat saattavat jättää huomioimatta aineistoa, jota toiset pitävät erittäin tärkeänä ja lisäksi jotkut asiantuntijat saattavat olla asiantuntijuudessaan muita parempia. Tässä tapauksessa osa asiantuntijoiden välisistä eroista johtuu todennäköisesti siitä, että tietyt asiantuntijat tuntevat osan lajeista muita asiantuntijoita paremmin. Erilaisiin jakaumiin on vaikuttanut varmasti myös asiantuntijoiden vaihteleva tapa määrittää todennäköisyysjakaumia; osa asiantuntijoista käytti enemmän aikaa todennäköisyysjakaumien määrittämiseen ja osa määritteli jakaumat nopeasti ja varmasti. Myös asiantuntijoiden luokittelutyylit erosivat toisistaan mm. kriteerien ehtojen tarkistamisen suhteen, sillä osa asiantuntijoista analysoi kriteerien sisältämiä ehtoja (esimerkiksi kriteerin A alakriteerien vaihtoehdot a–e, Liite 2) selvästi muita perusteellisemmin.

Asiantuntijat valitsivat vuoden 2010 (Rassi ym. 2010) luokittelussa käytettävien kriteerien lisäksi ylimääräisiä kriteerejä yllättävän paljon ja heterogeenisesti: minkään lajin kohdalla kaikki asiantuntijat eivät valinneet samoja ylimääräisiä kriteerejä. Tämä kertoo siitä, että vaikka nykyiset IUCN:n pääasiassa määrälliset luokittelukriteerit ovat pitkän kehityksen tulosta, luokittelukriteerien käyttö ja tulkinta on edelleen melko subjektiivista.

Asiantuntijahaastattelujen haasteena oli asiantuntijoiden vähäinen halukkuus osallistua tutkimukseen. Yksi haastatteluihin pyydettyistä asiantuntijoista kieltäytyi osallistumasta ja osa koki todennäköisyysjakaumien määrittämisen liian vaikeaksi voidakseen osallistua haastatteluun. Haasteena oli myös, että IUCN:n uhanalaisuusluokittelumenetelmä ei ollut asiantuntijoilla enää tuoreessa muistissa, sillä viimeisimmistä lajiarvioinneista oli haastatteluja tehdessä kulunut jo paljon aikaa. Tämän takia joidenkin haastateltavien oli vaikea muistaa luokitteluprosessia ja luokitella lajeja samalla tavalla kuin vuoden 2010 uhanalaisarvioinnin yhteydessä. Tästä syystä luokitteluprosessin läpikäynti usein myös pitkittyi.

4.3. Tutkimuksen luotettavuus

Tutkimuksen luotettavuutta tarkastellessa on tärkeää huomioida kappaleessa 4.1. esitellyt erot mallien ja IUCN:n luokitteluohjeiden logiikan vastaavuudessa. Asiantuntijoiden luokittelutuloksia tarkastellessa on huomioitava, että tulokset ovat keskenään vertailukelpoisia, sillä asiantuntijat luokittelivat lajit saman menetelmän avulla. Kaikissa haastatteluissa käytettiin samoja uhanalaisuusmalleja ja mallien toimintaperiaate ja logiikka esitettiin kaikille asiantuntijoille samalla tavalla.

Verrattaessa asiantuntijoiden luokittelutuloksia vuoden 2010 luokittelutuloksiin (Rassi ym. 2010) on huomioitava, että tutkimuksen toteutus eroaa vuoden 2010 luokittelutilanteesta siinä mielessä, että vuonna 2010 lajien luokittelu toteutettiin asiantuntijoiden yhteistyönä, jolloin lajien arviointityöhön osallistui samanaikaisesti useampi asiantuntija. Kun asiantuntijoita haastatellaan yksitellen, asiantuntijoiden esittämät todennäköisyysjakaumat tulee yhdistää. Tiedon yhdistämiseksi on olemassa erilaisia laskentatapoja, joissa kaikissa on kuitenkin puutteita. Jakaumien yhdistämiseksi ei siis ole olemassa yhtä yleisesti hyväksi todettua tapaa (O’ Hagan ym. 2006). O’Hagan (2011) esittää, että parempi tapa tiedon yhdistämiseksi on haastatella asiantuntijoita ryhmässä, jolloin asiantuntijat määrittävät yhdessä yksittäisiä yhdenmukaisia todennäköisyysjakaumia. Ryhmähaastattelujen etuna on, että asiantuntijat voivat keskustella aineiston tulkinnasta ja henkilökohtaisista näkemyksistään. Lisäksi ryhmähaastattelujen myötä välttään tiedon yhdistelemisen ongelmalta (O’Hagan 2011).

Tässä tutkimuksessa haluttiin kuitenkin tarkastella myös asiantuntijoiden keskinäisiä eroja, joiden selvittämiseksi asiantuntijoiden henkilökohtainen haastattelemine oli välttämätöntä. Suurimmaksi osaksi tarkasteltujen lajien kohdalla mallien avulla saatuja luokittelutuloksia tarkasteltiin useampien asiantuntijoiden yhteisjakauman perusteella. Kaikkien haastateltujen asiantuntijoiden keskimääräinen todennäköisyysjakauma kuvastaa luonnollisesti paremmin vuoden 2010 luokittelutilannetta kuin yksittäisten asiantuntijoiden

lajeille määrittämät todennäköisyysjakaumat. Muutamien lajien kohdalla luokittelun suoritti tosin ainoastaan yksi asiantuntija, jolloin muiden vuoden 2010 luokitteluun osallistuneiden asiantuntijoiden näkemykset jäivät puuttumaan.

Lisäksi on huomioitava, että lajien arviointiin osallistui vain osa vuoden 2010 luokitteluun osallistuneista asiantuntijoista. Esimerkiksi lintulajien arviointiin osallistui Suomen vuoden 2010 uhanalaisuusraportin (Rassi ym. 2010) mukaan yhteensä kymmenen ja kalalajien luokitteluun yhteensä viisi asiantuntijaa.

On myös tärkeää huomioida, että vuoden 2010 luokittelusta (Rassi ym. 2010) on kulunut jo melko kauan aikaa, joten asiantuntijat eivät välttämättä muistaneet tarkkaan silloista luokitteluprosessia, eivätkä todennäköisesti luokitelleet lajeja täysin samalla tavalla kuin arvioidessaan lajeja vuoden 2010 luokittelua varten. Luokittelumenetelmän mieleen palauttaminen oli myös osalle työlästä.

4.4. Tutkimuksen jatkosovellukset

Kun asiantuntijoilta kysyttiin, miten malleja voisi kehittää edelleen luokittelutyöhön sopivimmiksi (Liite 3, Kysymys 8), asiantuntijat toivoivat mallien voivan huomioida luokituksessa käytettäviä lähtötietoja automaattisesti. Toiveena oli, että mallit lukisivat aineistotaulukkoa suoraan, ilman että malleihin tarvitsisi mekaanisesti syöttää arvoja. Lisäksi toivottiin mahdollisuutta ilmaista laskentamenetelmien luotettavuuden astetta ja keinoa arvioida laskennan luotettavuutta.

Malleja ei ole tällä hetkellä mahdollista soveltaa alueellisesti niiden lajien kohdalla, joiden uhanalaisuusluokkaa tulee laskea tai nostaa lajin alueen ulkopuolella elävien populaatioiden vaikutuksen takia. Niinpä malleja tulisi kehittää lisäämällä niihin luokkaa nostavat tai laskevat muuttujat. Lisäksi malleihin PROS ja KA tulee lisätä kriteeri ”E: Häviämistodennäköisyys”, jos luokittelussa halutaan jatkossa käyttää myös kriteeriä E.

Tässä tutkimuksessa rakennettujen erilaisiin laskentaperiaatteisiin perustuvien todennäköisyysmallien avulla on mahdollista tarkastella erilaisten luokittelussa sovellettavien periaatteiden vaikutusta uhanalaisuusluokitteluun. Parhaan luokitteluperiaatteen ja laskentatavan (VAR, PROS vai KA) valitseminen vaatisi kuitenkin vielä tarkempaa tutkimusta ja asiantuntijoiden näkemysten kartoitusta.

Tutkimuksessa haastateltiin vain kahden eliötyöryhmän edustajia, joten jatkossa olisi mielenkiintoista käsitellä mallien avulla useampia eliöryhmiä tulosten vertailtavuuden vuoksi. Mielenkiintoisia vertailuryhmiä olisivat muun muassa selkärangaisia edustava eliötyöryhmä kovakuoriaiset ja kasveja edustava ryhmä putkilokasvit. Lisäksi olisi mielenkiintoista tarkastella eliöryhmää, jossa yksilönmääritys ei yhtä ole yksioikoista kuin kaloilla ja linnuilla. Tähän tarkoitukseen soveltuisi hyvin esimerkiksi jäkäläryhmä. Myös leväryhmää olisi mielenkiintoista käsitellä mallien avulla, sillä levät on yksi Suomen huonoiten tunnettuja eliöryhmiä ja näin ollen niiden luokitteluun liittyy paljon epävarmuutta (Rassi ym. 2010).

Jatkossa olisi myös mielenkiintoista verrata tutkimuksessa rakennettujen uhanalaisuusmallien ja IUCN:n epävarmuuden tarkasteluun suosittelman RAMAS Red List -ohjelman toimintaa ja tuloksia.

5. Johtopäätökset

Kuvaamani Bayes-mallien käyttö uhanalaisuusluokittelussa epävarman tiedon tarkastelussa on hyödyllistä, sillä malleja käytettäessä uhanalaisuuden luokittelukriteereihin liittyvä epävarmuuden aste välittyy selvästi todennäköisyysmuodossa ja kriteerien keskinäisten vaikutussuhteiden hahmottaminen on selkeää. Mallien avulla luokittelijat voivat jäsentää ja prosessoida epävarmaa tietoaan esittämällä sitä konkreettisesti todennäköisyysmuodossa ja tarkastelemalla todennäköisyysjakaumien vaikutusta lajille määrittävään uhanalaisuusluokkaan.

Tutkimuksessa laaditut Bayes-mallit osoittavat uhanalaisuusluokitteluun liittyvään epävarmuuden ilmaisemisen merkityksen ja vaikutuksen luokittelutuloksiin. Tutkimuksessa havaittiin, että kun uhanalaisuusluokitteluun liittyvää epävarmuutta on mahdollista ilmaista todennäköisyysmallien avulla, luokiteltavien lajien uhanalaisuusluokka muuttui useissa tapauksissa.

Haastatteluihin osallistuneiden asiantuntijoiden suhtautuminen todennäköisyysmallinnukseen oli positiivista, joten menetelmää olisi hyödyllistä soveltaa ja kehittää edelleen niin, että sitä voitaisiin jatkossa hyödyntää käytännön luokittelutyön apuvälineenä.

Mallien kehitystyössä ja uhanalaisuusluokittelussa ylipäänsä on huomioitava varovaisuusperiaatteen soveltamisen vahva taipumus ohjata lajeja korkeimpiin uhanalaisuusluokkiin (CR ja EN) erityisesti silloin, kun lajien luokitteluun liittyvä tieto on epävarmaa. Sovellettavaa luokitteluperiaatetta ja sen vaikutusta luokittelutuloksiin onkin syytä pohtia perusteellisesti lajeja luokiteltaessa.

Tutkimusta voidaan pitää merkittävänä avauksena, sillä se on tietääkseni ensimmäinen työ kansainvälisen luonnonsuojeluliiton luokittelumenetelmän onnistuneesta soveltamisesta käytännön luokittelussa toimivaksi Bayes-verkoksi.

6. Kiitokset

Erityiskiitokset erinomaisille ja innostaville ohjaajilleni Inari Helteelle ja Sakari Kuikalle, kiitos Samu Mäntyniemelle Bayes-mallien saloihin perehdyttämisestä ja kärsivällisestä opetuksesta, Päivi Haapasaarelle asiantuntijahaastatteluihin opastamisessa ja koko FEM-ryhmälle kannustavan ja viihtyisän työilmapiirin luomisesta ja työtilojen järjestymisestä!

Suurkiitos yhteistyöstä eliötyöryhmien asiantuntijoille: Ilpo Mannerkoski, Terhi Ryttyäri, Markku Mikkola-Roos, Aleksi Lehikoinen, Juha Tiainen, Jussi Pennanen, Eero Jutila ja Marja-Liisa Koljonen.

Kiitos rahoituksesta Itämeren rantavaltioiden ja EU:n yhteiselle BONUS-verkostolle ja Suomen Akatemialle!

Ja lopuksi vielä kiitokset ystäväilleni ja perheelleni korvaamattomasta vertaistuesta!

7. Kirjallisuus

- Akçakaya, H. R., & Ferson, S. 1999: RAMAS red list: Threatened species classification under uncertainty. User manual for Version 1.0. Applied Biomathematics, Setauket, New York, USA.
- Akçakaya, H. R., Ferson, S., Burgman, M. A., Keith, D. A., Mace, G. M. & Todd, C. R. 2000: Making consistent IUCN Classifications under uncertainty. — *Conservation Biology* 14 (4): 1001–1013.
- Alroy, J. 2008: Dynamics of origination and extinction in the marine fossil record. — *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 11536–11542.
- Awise, J. C., Walker, D. & Johns, G. C. 1998: Speciation durations and Pleistocene effects on vertebrate phylogeography. — *Proceedings of the Royal Society B* 265: 1707–1712.

- Barnosky, A. D. 2009: *Heatstroke: Nature in an Age of Global Warming*. — Island Press, Washington, DC. 269 s.
- Barnosky, A. D., Matzke, N., Tomiya, S., Wogan, G. O., Swartz, B., Quental, T. B., Marshall, C., McGuire, J. L., Lindsey, E. L., Maguire, K. C., Mersey, B. & Ferrer, E. A. 2011: Has the Earth's sixth mass extinction already arrived? *Nature* 471: 51–57.
- Barton, D. N., Saloranta, T., Moe, S. J., Eggstad, H. O. & Kuikka S. 2008: Bayesian belief networks as a meta-modelling tool in integrated river basin management — Pros and cons in evaluating nutrient abatement decisions under uncertainty in a Norwegian river basin. — *Ecological economics* 66: 91–104.
- Bellhouse, D. R. 2004. The Reverend Thomas Bayes, FRS: A biography to celebrate the tercentenary of his birth. — *Statistical Science* 19(1): 3–32.
- Ben-Gal, I. 2007: Bayesian Networks. — Teoksessa: Ruggeri, F., Faltin, F. & Kenett, R. (toim.), *Encyclopedia of Statistics in Quality & Reliability*. Wiley & Sons. 1800 s.
- Borsuk, M. E., Craig, A. S., & Reckhow, K. H. 2004: A Bayesian network of eutrophication models for synthesis, prediction, and uncertainty analysis. — *Ecological Modelling* 173: 219–239.
- Bromley, J., Jackson, N. A., Clymer, O. J., Giacomello, A. M. & Jensen, F. V. 2005: The use of Hugin to develop Bayesian networks as an aid to integrated water resource planning. — *Environmental Modelling and Software* 20: 231–242.
- Burgman, M. A., Keith, D. A. & Walshe, T. V. 1999: Uncertainty in Comparative Risk Analysis for Threatened Australian Plant Species. — *Risk Analysis* 19(4): 585–598.
- Carter, M. F., Hunter, W. C., Pashley, D. N. & Rosenberg, K. V. 2000: Setting conservation priorities for landbirds in the United States: the Partners in Flight approach. — *The Auk* 117: 541–548.
- Clemen, R. T. & Winkler, R. L. 1999: Combining probability distributions from experts in risk analysis. — *Risk Analysis* 19 (2): 187–203.
- Collar, N. J. 1996: The reasons for Red Data Books — *Oryx* 30: 121–130.

- Cofino, A. S., Cano, R., Sordo, C. & Gutierrez J. M. 2002: Bayesian Networks for probabilistic Weather Prediction. — *Proceedings of the 15th European Conference on Artificial Intelligence*, IOS Press: 695–700.
- Colyvan, M., Burgman, M. A, Todd, C. R., Akçakaya, H. R. & Boek, C. 1999: The treatment of uncertainty and the structure of the IUCN threatened species categories. — *Biological Conservation* 89: 245–249.
- Cruz-Ramirez, N., Acosta-Mesa, H. G., Carrillo-Calvet, H., Nava-Fernández, L. A. & Barrientos-Martínez, R. E. 2007: Diagnosis of breast cancer using Bayesian networks: A case study. — *Computers in Biology and Medicine* 37: 1553–1564.
- Cuarón, A. D. 1993: Extinction rate estimates. — *Nature* 366: 118.
- Dirzo, R. & Raven, P. H. 2003: Global state of biodiversity and loss. — *Annual Review of Energy and the Environment* 28: 137–167.
- Fitter, R. & Fitter, M. 1987. *The road to extinction*. World Conservation Union and United Nations Environmental Programme. — Gland, Switzerland. 123 s.
- Haapasaari, P. & Karjalainen, T. P. 2010: Formalizing expert knowledge to compare alternative management plans: sociological perspective to the future management of Baltic salmon stocks. — *Marine Policy* 34: 477–486.
- Haapasaari, P., Michielsens, C. G. J., Karjalainen, T. P., Reinikainen, K. & Kuikka, S. 2007: Management measures and fishers' commitment to sustainable exploitation: a case study of Atlantic salmon fisheries in the Baltic Sea. — *ICES Journal of Marine Science* 64: 825–833.
- Heckerman, D. 1995: A tutorial on learning with Bayesian networks. Technical Report MSR-TR-95-06, Microsoft Research.
- Helle, I., Lecklin, T., Jolma, A. & Kuikka, S. 2011: Modeling the effectiveness of oil combating from an ecological perspective – A Bayesian network for the Gulf of Finland; the Baltic Sea. — *Journal of Hazardous Materials* 185: 182–192.
- Hilborn, R. & Mangel, M. 1997: *The Ecological Detective. Confronting models with data*. — Princeton University Press. 330 s.

- Hoffman, M. Brooks, T. M., da Fonseca, G. A. B., Gascon, C., Hawkins, A. F. A., James, R. E., Langhammer, P., Mittermeier, R. A., Pilgrim, J. D., Rodrigues, A. S. L. & Silva, J. M. C. 2008: Conservation planning and the IUCN Red List. — *Endangered Species Research*.
Saataavissa: <<http://www.int-res.com/abstracts/esr/iucn/pp3>>
- Isaac, N. & Mace, G. M. 1998: The IUCN Criteria Review: Report of the Scoping Workshop Institute of Zoology. Zoological Society of London. Saataavissa:
<http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/RedList/CriteriaReview_Scoping_Workshop.pdf>
- IUCN 1994. *IUCN Red List Categories and Criteria*. Version 2.3 — IUCN, Gland, Switzerland. 21 s. Saataavissa: <<http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria/1994-categories-criteria>>
- IUCN 2000. IUCN Species Survival Commission 2000: IUCN Red List Categories and Criteria, The science behind the IUCN Red List of Threatened Species, IUCN 2011 [verkkodokumentti, viitattu 21.3.2011]. Saataavissa:
<http://cmsdata.iucn.org/downloads/2000_feb_the_iucn_categories.pdf> ja
<http://www.iucn.org/about/work/programmes/species/red_list/resources/technical_documents/iucn_red_list_categories_criteria/>
- IUCN 2001. IUCN Species Survival Commission 2001: *IUCN Red List Categories and Criteria. Version 3.1*. — IUCN, Gland. 430 s. Saataavissa: <<http://www.iucnredlist.org/technical-documents/categories-and-criteria/2001-categories-criteria>>
- IUCN 2003. IUCN Species Survival Commission 2003: *Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional Levels: Version 3.0*. — IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 26 s. Saataavissa:
<http://intranet.iucn.org/webfiles/doc/SSC/SSCwebsite/Red_List/regionalguidelinesEn.pdf>
- IUCN 2004. *The IUCN Species Survival Commission, IUCN Red List of Threatened Species™ A global Species Assessment* — IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. 191 s. Saataavissa:
<<http://data.iucn.org/dbtwwpd/html/Red%20List%202004/completed/Section1.html>>
- IUCN 2010. IUCN Standards and Petitions Subcommittee 2010: *Guidelines for Using the IUCN Red List Categories and Criteria. Version 8.1*. — IUCN, 85 s.

- Jensen, F. V. 2001: *Bayesian Networks and Decision Graphs*. — Springer-Verlag. 268 s.
- Kangas, A. S & Kangas, J. 2004: Probability, possibility and evidence: approaches to consider risk and uncertainty in forestry decision analysis — *Forest Policy and Economics* 6: 169–188.
- Korb, K. B. & Nicholson, A. E 2004: *Bayesian Artificial Intelligence* — Chapman & Hall/CRC Press LLC. 392 s.
- Kuikka, S., Hildén, M., Gislason, H., Hansson, S. Sparholt, H. & Varis, O. 1999: Modeling environmentally driven uncertainties in Baltic cod (*Gadus morhua*) management by Bayesian influence diagrams. — *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 56: 629–641.
- Lamoreux, J., Akçakaya, H. R., Bennun, L., Collar, N. J., Boitani, L., Brackett, D., Bräutigam, A., Brooks, T. M., Da Fonseca, G. A. B., Mittermeier, R. A., Rylands, A. B., Gärdenfors, U., Hilton-Taylor, C., Mace, G., Stein, B. A. & Stuart, S. 2003: Value of the IUCN Red List. — *Trends in Ecology and Evolution* 18: 214–215.
- Lehikoinen 2011. Suullinen keskustelu Aleksi Lehikoisen kanssa Luonnontieteellisessä keskusmuseossa 15.12.2011.
- Mace, G. M. 1992: The development of new criteria for listing species on the IUCN Red List. — *Species* 19: 16–22.
- Mace, G. M., Collar, N. J., Gaston, K. J., Hilton-Taylor, G., Akakaya, R. Leader-Williams, N., Milner-Gulland, E. J. & Stuart, S. N. 2008: Quantification of Extinction Risk: IUCN's System for Classifying Threatened Species. — *Conservation Biology* 22: 1424–1442.
- Mace, G. M. & Lande, R. 1991: Assessing Extinction Threats: Toward a Reevaluation of IUCN Threatened Species Categories. — *Conservation Biology* 5(2): 148–157.
- Mace, G. M. & Stuart, S. N. 1994: Draft IUCN Red List Categories. Version 2.2. — *Species* 21-22: 13–24.
- Madsen, A. L., Jensen, F., Kjærulff, U. B. & Lang, M. 2005: The Hugin tool for probabilistic graphical models. — *International Journal on Artificial Intelligence Tools* 14: 507–543.
- Mannerkoski, I. 2011. Suullinen keskustelu Ilpo Mannerkosken kanssa SYKE:ssa 16.11.2011.

- Mannerkoski, I. & Rytteri, T. 2007: *Eliölajien uhanalaisuuden arviointi, Maailman luonnonsuojeluliiton (IUCN) ohjeet*. — Edita Prima Oy, Helsinki. 143 s. Saatavissa:
<<http://www.ymparisto.fi/download.asp?contentid=72502&lan=fi>>
- Marcot, B. G. 2006: Characterizing Species at Risk I: Modeling Rare Species Under the Northwest Forest Plan. — *Ecology and Society* 11: 10.
- Marcot, B. G., Hohenlohe, P. A., Morey, S., Holmes, R., Molina, R., Turley, M. C., Huff, M. H. & Laurence J. A. 2006: Characterizing Species at Risk II: Using Bayesian Belief Networks as Decision Support Tools to Determine Species Conservation Categories Under the Northwest Forest Plan. — *Ecology and Society* 11: 12.
- Marcot, B. G., Holthausen, R. S., Raphael, M. G., Rowland, M. M. & Wisdom, M. J. 2001: Using Bayesian belief networks to evaluate fish and wildlife population viability under land management alternatives from an environmental impact statement. — *Forest Ecology and Management* 153: 29–42.
- Master, L. L. 1991: Assessing threats and setting priorities for conservation. — *Conservation Biology* 5: 559–563.
- McCann, R. K., Marcot, B. G. & Ellis, R., 2006: Bayesian belief networks: applications in ecology and natural resource management. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 3053–3062.
- McCarthy, M. 2007: *Bayesian Methods for Ecology*. Cambridge University Press. 296 s.
- Mikkola-Roos, M. 2011. Suullinen keskustelu Markku Mikkola-Roosin kanssa SYKE:ssa 16.11.2011.
- Millsap, B. A., Jeffery, A. G., Runde, D. E. & Cerulean S. I. 1990: Setting priorities for the conservation of fish and wildlife species in Florida. — *Wildlife Monographs* 111: 1–57.
- Morgan, M. G. & Henrion, M. 1990: *Uncertainty. A Guide to Dealing with Uncertainty in Quantitative Risk and Policy Analysis*. — Cambridge University Press. 332 s.
- Mrosovsky, N. 1997: IUCN's credibility critically endangered. — *Nature* 389: 436.
- Mrosovsky, N. 2003: Predicting extinction: fundamental flaws in IUCN's red list system exemplified by the case of sea turtles. — University of Toronto Press, Toronto. 57 s. Saatavissa:
<<http://members.seaturtle.org/mrosovsky/extinct.pdf>>

- Nefian, A. V., Liang, L., Pi, X., Liu, X. & Murphy, K. 2002: Dynamic Bayesian Networks for Audio-Visual Speech Recognition — *Journal on Applied Signal Processing* 11: 1274–1288.
- Newton, A. C. 2010: Use of a Bayesian network for Red Listing under uncertainty. — *Environmental Modelling & Software* 25: 15–23.
- Newton, A. C., Marshall, E., Schreckenberg, K., Golicher, D., Te Velde, D. W., Edouard, F. & Arancibia, E. 2006: Use of a Bayesian Belief Network to predict the impacts of commercializing non-timber forest products on livelihoods. — *Ecology and Society* 11: 24.
- Newton, A. C., Stewart, G. B., Diaz, A., Golicher, D. & Pullin, A. S. 2007: Bayesian belief networks as a tool for evidence-based conservation management. — *Journal for Nature Conservation* 15: 144–160
- O'Hagan, A. 2011: Probabilistic uncertainty specification: Overview, elaboration techniques and their application to a mechanistic model of carbon flux.— *Environmental Modelling & Software* 1–14.
- O'Hagan, A., Buck, C. E., Daneshkhah, A., Eiser, J. R., Garthwaite, P. H., Jenkinson, D. J., Oakley, J. E. & Rakow, T. 2006: *Uncertain Judgements: Eliciting Expert's Probabilities*. — John Wiley & Sons, Ltd. England. 321 s.
- Pearl 1985: Bayesian Networks: A Model of Self-Activated Memory for Evidential Reasoning. Tekninen raportti: CSD-850017. — Proceedings of the 7th Conference of the Cognitive Science Society, University of California, Irvine, 329-334 s. Saatavissa: <http://ftp.cs.ucla.edu/tech-report/198_-reports/850017.pdf>
- Pennanen, J. 2012. Suullinen keskustelu Jussi Pennasen kanssa RKTL:ssa 19.1.2012.
- Pollino, C. A., Woodberry, O., Nicholson, A., Korb, K. & Hart, B. T. 2006: Parameterisation and evaluation of Bayesian network for use in an ecological risk assessment. — *Environmental Modelling & Software* 22: 1140-1152.
- Possingham, H. P., Andelman, S. J., Burgman, M. A., Medellín, R. A., Larry L. Master, L. L & Keith, D. A. 2002: Limits to the use of threatened species lists. — *Trends in Ecology & Evolution* 17: 503-507.
- Rassi, P., Hyvärinen, E., Juslén, A. & Mannerkoski, I. 2010: Suomen lajien uhanalaisuus — Punainen kirja 2010. Ympäristöministeriö & Suomen Ympäristökeskus, Helsinki. 685 s. Saatavissa: <www.ymparisto.fi/punainenlista>

- Regan, H. M., Colyvan, M. & Burgman, M. A. 2000: A proposal for fuzzy International Union for the Conservation of Nature (IUCN) categories and criteria. — *Biological Conservation* 92: 101-108.
- Regan, H. M., Lupia, R., Drinnan, A. N. & Burgman, M. A. 2001: The currency and tempo of extinction. — *The American Naturalist* 157: 1-10.
- Rodrigues, A. S. L., Pilgrim, J. D., Lamoreux, J. L., Hoffmann M. & Brooks, T. M. 2006: The value of the Red List for conservation. — *Trends in Ecology and Evolution* 21: 71-76.
- Shenton, W., Hart, B. T. & Brodie, J. 2010: A Bayesian network model linking nutrient management actions in the Tully catchment (northern Queensland) with Great Barrier Reef condition. — *Marine and Freshwater research* 61: 583-595.
- Simon, N. 1966: *Red Data Book. Volume 1. Mammalia: a compilation*. — IUCN, Morges, Switzerland. 526 s.
- Smith, C. S., Howes, A. L., Price, B. & McAlpine, C. A. 2007: Using a Bayesian belief network to predict suitable habitat of an endangered mammal – The Julia Creek dunnart (*Sminthopsis douglasi*). — *Biological Conservation* 139: 333-347.
- Ticehurst, J. L., Newham, L. T. H., Rissik, D., Letcher, R. A. & Jakeman, A. J. 2007: A Bayesian network approach for assessing the sustainability of coastal lakes in New South Wales, Australia. — *Environmental Modelling & Software* 22: 1129-1139.
- USFWS 1983. The U.S. Fish and Wildlife Service 1983: Endangered and threatened species listing and recovery priority guidelines.—*Federal Register* 48: 43098-43105.
- Uusitalo, L. 2007: Advantages and challenges of Bayesian networks in environmental modelling. — *Ecological Modelling* 203: 312-318.
- Uusitalo, L., Kuikka, S., Kauppila, P., Söderkultalahti, P. & Bäck, S. 2012: Assessing the Roles of Environmental Factors in Coastal Fish Production in the Northern Baltic Sea: A Bayesian Network Application. DOI: 10.1002/ieam.180
- Uusitalo, L., Kuikka, S. & Romakkaniemi A. 2005: Estimation of Atlantic salmon smolt carrying capacity of rivers using expert knowledge. — *ICES Journal of Marine Science* 62: 708-722.

- Valtion ympäristöhallinto 2008: Suomen kansainväliset vastuulajit, Suomen ympäristökeskus 2011 [verkkodokumentti, viitattu 21.3.2011].
Saataavissa:
<<http://www.ymparisto.fi/default.asp?node=1891&lan=fi>>
- Varis, O. 1997: Bayesian decision analysis for environmental and resource management. — *Environmental Modelling Software* 12: 177–185.
- Varis, O., Kettunen, J. & Sirviö, H. 1990: Bayesian influence diagram approach to complex environmental management including observational design. *Computational Statistics & Data Analysis* 9: 77–91.
- Wake, D. B. & Vredenburg, V. T. 2008: Are we in the midst of the sixth mass extinction? A view from the world of amphibians. — *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105: 11466–11473.
- Webb, G. J. W. & Carrillo, C. E. 2000: Risk of extinction and categories of endangerment: Perspectives from long-lived reptiles. — *Population Ecology* 42: 11–17.
- Zimmermann, H.-J. 2000: An application-oriented view of modeling uncertainty. — *European Journal of Operational Research* 122: 190–198.

Taulukko 1. Uhanalaisuusarvioinnissa käytettyjen luokkien määritelmät tiivistetysti.

Table 1. Brief definitions of the Red List Categories.

Punaisen listan luokat Red List Categories			
RE	Hävinneet <i>Regionally Extinct</i>	Laji on hävinnyt, kun sen viimeinen lisääntymiskykyinen yksilö on epäilyksettä kuollut tai hävinnyt tarkasteltavalta alueelta, tai aikaisemman säännöllisen vierailijan ollessa kysymyksessä sen yksilöt eivät enää vieraile alueella.	A species is Regionally Extinct when there is no reasonable doubt that the last individual potentially capable of reproduction within the region has died or disappeared from the wild in the region, or when, if a former visiting taxon, the last individual has died or disappeared from the region.
CR	Äärimmäisen uhanalaiset <i>Critically Endangered</i>	Laji on äärimmäisen uhanalainen, kun se parhaan saatavilla olevan tiedon perusteella täyttää jonkun äärimmäisen uhanalaisten luokan kriteereistä A–E, ja siihen arvioidaan täten kohdistuvan luonnossa erittäin korkea häviämiskahva.	A taxon is Critically Endangered when the best available evidence indicates that it meets any of the criteria A to E for CR, and is therefore considered to be facing an extremely high risk of extinction in the wild.
EN	Erittäin uhanalaiset <i>Endangered</i>	Laji on erittäin uhanalainen, kun se parhaan saatavilla olevan tiedon perusteella täyttää jonkun erittäin uhanalaisten luokan kriteereistä A–E, ja siihen arvioidaan täten kohdistuvan luonnossa hyvin korkea häviämiskahva.	A taxon is Endangered when the best available evidence indicates that it meets any of the criteria A to E for EN, and is therefore considered to be facing a very high risk of extinction in the wild.
VU	Vaarantuneet <i>Vulnerable</i>	Laji on vaarantunut, kun se parhaan saatavilla olevan tiedon perusteella täyttää jonkun vaarantuneiden luokan kriteereistä A–E, ja siihen arvioidaan täten kohdistuvan luonnossa korkea häviämiskahva.	A taxon is Vulnerable when the best available evidence indicates that it meets any of the criteria A to E for VU, and is therefore considered to be facing a high risk of extinction in the wild.
NT	Silmälläpidettävät <i>Near Threatened</i>	Laji arvioidaan silmälläpidettäväksi, kun se ei täytä uhanalaisten (VU–CR) kriteerejä, mutta jonkun kriteerin täyttyminen on kuitenkin lähellä tai on todennäköistä, että ehdot täyttyvät lähitulevaisuudessa.	A taxon is Near Threatened when it has been evaluated against the criteria but does not qualify for CR, EN or VU now, but is close to qualifying for or is likely to qualify for threatened category in the near future.
DD	Puutteellisesti tunnetut <i>Data Deficient</i>	Laji luokitellaan puutteellisesti tunnetuksi silloin, kun tiedot sen levinneisyydestä ja/tai populaation tilasta ovat riittämättömiä suoran tai epäsuoran arvion tekemiseen sen häviämiskahvasta.	A taxon is Data Deficient when there is inadequate information to make a direct, or indirect, assessment of its risks of extinction based on its distribution and/or population status.
Muut luokat (lajit eivät kuulu punaiselle listalle) • Other categories (species not red-listed)			
LC	Elinvoimaiset <i>Least Concern</i>	Laji luokitellaan elinvoimaiseksi, kun se ei täytä uhanalaisten (VU–CR) eikä silmälläpidettävien (NT) kriteerejä.	A taxon is Least Concern when it has been evaluated against the criteria but does not qualify for CR, EN or VU.
NE	Arvioimatta jätetyt <i>Not Evaluated</i>	Taksoni kuuluu luokkaan arvioimatta jätetyt, kun sitä ei ole lainkaan arvioitu kriteerien suhteen.	A taxon is Not Evaluated when it has not yet been evaluated against the criteria.
NA	Arviointiin soveltumattomat <i>Not Applicable</i>	Laji luokitellaan arviointiin soveltumattomaksi, kun sitä ei voida arvioida alueellisella tasolla. Arviointiin soveltumattomia ovat lajit, jotka eivät esiinny Suomessa luonnonvaraisina tai luontaisella levinneisyysalueellaan tai ne esiintyvät täällä vain satunnaisesti.	A taxon is not applicable when it is deemed to be ineligible for assessment at a regional level. A taxon may be NA because it is not a wild population or not within its natural range in the region, or because it is a vagrant to the region.

Lähde: Rassi ym. 2010.

Kansainvälisen luonnonsuojeluliiton (IUCN) uhanalaisuusluokittelun kriteerit. Lähde: Rassi ym. 2010.

KRITEERI A:	KRITEERI B:	KRITEERI C:	KRITEERI D:	KRITEERI E:
<p>POPULAATION PIENENEMINEN</p> <p>CR: (A1) $\geq 90\%$ tai (A2-A4) $\geq 80\%$ EN: (A1) $\geq 70\%$ tai (A2-A4) $\geq 50\%$ VU: (A1) $\geq 50\%$ tai (A2-A4) $\geq 30\%$</p> <p>A1) Havaittu, arvioitu, päätelty tai epäilty populaation pieneminen. Pienenemisen syyt ovat selvästi peruttavissa JA tunnettuja JA loppuneita. Perustuu johonkin vaihtoehtoista a-e,</p> <p>A 2) Havaittu, arvioitu, päätelty tai epäilty populaation pieneminen. Pieneneminen ja sen syyt eivät ehkä ole loppuneet TAI niitä ei tunneta TAI ne eivät ehkä ole peruttavissa Perustuu johonkin vaihtoehtoista a-e.</p> <p>A 3) Ennustettu tai epäilty populaation pieneminen tulevaisuudessa. Perustuu johonkin vaihtoehtoista (b)–(e).</p> <p>A 4) Havaittu, arvioitu, päätelty, ennustettu tai epäilty populaation pieneminen, johon sisältyy sekä mennyttä että tulevaa, ja pieneminen ja sen syyt eivät ole loppuneet TAI niitä ei tunneta TAI ne eivät ehkä ole peruttavissa. Perustuu johonkin vaihtoehtoista a-e.</p> <p>Pienenemisen tarkkailujakso: viimeiset/tulevat 10 v. tai kolmen sukupolven ajanjakso. Valitaan pitempi, tulevaisuuteen max. 100 vuotta.</p> <p>a) suora havainto b) taksonille käyttökelpoinen runsausindeksi c) esiintymisalueen tai levinneisyysalueen pieneminen ja/tai elinympäristön laadun huonontuminen d) todellinen tai mahdollinen hyödyntäminen e) vieraiden taksonien, risteytymisen, tautien, saasteiden, kilpailijoiden tai loisten haitalliset vaikutukset.</p>	<p>MAANTIETEELLINEN ALUE B1tai B2 tai molemmat</p> <p>B1) LEVINNEISYYSALUE CR < 100 km² EN < 5 000 km² VU < 20 000 km²</p> <p>JA vähintään 2 kohdista a–c täyttyy:</p> <p>B 2) ESIINTYMISALUE CR < 10 km² EN < 500 km², VU < 2 000 km²</p> <p>JA vähintään 2 kohdista a–c täyttyy:</p> <p>a. Levinneisyys-/esiintymisalue voimakkaasti pirstoutunut tai esiintymiä CR: 1 EN: 2-5 VU: 6-10</p> <p>b. Havaittu, päätelty tai ennustettu jatkuva väheneminen joissakin seuraavista: (i) levinneisyysalue (ii) esiintymisalue (iii) soveliaan elinympäristön määrä ja/tai laatu (iv) esiintymien tai osapopulaatioiden määrä (v) lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä</p> <p>c. Erittäin suuret vaihtelut: (i) levinneisyysalue (ii) esiintymisalue (iii) esiintymien tai osapopulaatioiden määrä (iv) lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä</p>	<p>PIENI JA JATKUVASTI TAANTUVA POPULAATIO</p> <p>Lisääntymiskykyisiä yksilöitä CR <250 EN <2500 VU <10 000 sekä JOKO C1 TAI C2:</p> <p>C1) Arvioitu jatkuva väheneminen CR: $\geq 25 \%$ 3 v. tai 1 sukup. aikana EN: $\geq 20 \%$ 5 v. tai 2 sukup. aikana VU: $\geq 10 \%$ 10 v. tai 3 sukup. aikana</p> <p>Valitaan pidempi jakso. Tulevaisuuteen korkeintaan 100 vuotta.</p> <p>TAI</p> <p>C2) Havaittu, ennustettu tai päätelty lisääntymiskykyisten yksilöiden jatkuva väheneminen JA vähintään toinen seuraavista a-b:</p> <p>a(i) missään osapopulaatiossa ei CR: yli 50 EN: yli 250 VU: yli 1000 lisääntymiskykyistä yksilöä TAI</p> <p>a(ii) koko populaation lisääntymiskykyisistä yksilöistä yhdessä osa-populaatiossa: CR: $\geq 90 \%$ EN: $\geq 95 \%$ VU: 100 %</p> <p>b. erittäin suuret vaihtelut lisääntymiskykyisten yksilöiden määrässä 101</p>	<p>HYVIN PIENI TAI RAJOITTUNUT POPULAATIO</p> <p>D1) Lisääntymiskykyisten yksilöiden määrä: CR: <50 EN: <250 VU: <1000</p> <p>D2) VU: Populaation esiintymisalue hyvin rajoittunut, yleensä <20 km² tai vähän esiintymispaikkoja, yleensä max. 5</p> <p>Joten populaatio voi lyhyessä ajassa muuttua äärimmäisen uhanalaiseksi tai jopa hävitä.</p>	<p>HÄVIÄMIS-TODENNÄKÖISYYS</p> <p>CR: $\geq 50\%$ 10 vuoden tai kolmen sukupolven aikana</p> <p>EN: $\geq 20\%$ 20 vuoden tai viiden sukupolven aikana</p> <p>VU: $\geq 10\%$ 100 vuoden aikana</p> <p>Valitaan pitempi jakso, korkeintaan 100 vuotta.</p>

Uhanalaisten lajien luokittelun mallintaminen**Kysymyslomake asiantuntijoille**

Asiantuntijan nimi ja eliötyöryhmä: _____

A: IUCN:n luokittelumenetelmä ja käytännön luokittelutyö

1. Mitä mieltä olet IUCN:n luokittelumenetelmästä, jonka mukaan tehtiin vuoden 2010 uhanalaisuusluokittelu?

Mitkä ovat luokittelun hyvät puolet?

Entä huonot puolet?

2. Onko epävarmuuden käsittely haastavaa tai ongelmallista nykyisen luokittelumenetelmän avulla? Valitse vaihtoehto väliltä 1-5.

- | | |
|---|--------------------------------------|
| 1 | Ei ollenkaan haastavaa/ongelmallista |
| 2 | |
| 3 | |
| 4 | |
| 5 | Erittäin haastavaa/ongelmallista |

Miksi?

3. Oliko vuoden 2010 raporttia varten läpikäytyjen lajien luokittelu hankalaa? Ympyröi vaihtoehto väliltä 1-5.

- | | |
|---|-----------------------|
| 1 | Ei ollenkaan hankalaa |
| 2 | |
| 3 | |
| 4 | |
| 5 | Erittäin hankalaa |

Miksi?

4. Esiintyikö luokittelussa erimielisyyksiä asiantuntijoiden välillä? Jos esiintyi, niin minkälaisia ja miksi?
5. Miten sovellette käytännössä IUCN:n ohjeita? Käydäänkö lajin luokittelun yhteydessä aina kaikki kriteerit läpi?
6. Jos kriteeri jätetään luokittelussa pois, eikö se sovellu lajin luokitteluun vai eikö tietoa ole tarpeeksi lajin sijoittamiseksi varmasti yhteen luokkaan?

B: Todennäköisyysmallien käyttö lajien uhanalaisuusluokittelun yhteydessä ja todennäköisyysjakaumien esittäminen mallien avulla

1. Miltä todennäköisyyksien esittäminen mallien avulla tuntuu? Ympyröi vaikeusaste väliltä 1-5.

1	Erittäin haastavaa
2	
3	
4	
5	Erittäin helppoa

Miksi?

2. Vastaako mallien logiikka ajatusmaailmaasi? Ympyröi vaihtoehto väliltä 1-5.

1	Ei ollenkaan
2	
3	
4	
5	Erittäin hyvin

Miksi?

3. Mitä mielipiteitä/ajatuksia sinulla on malleista?

4. Mikä malleissa on ongelmallista?

5. Olisiko tämän tapaisten mallien käyttäminen vuoden 2020 luokittelussa parempi menetelmä kuin nykyinen tapa luokitella lajeja?

Kyllä / Ei

Miksi?

6. Ovatko mallit mielestäsi hyödyllisiä? Valitse sopiva vaihtoehto väliltä 1-5.

1	Ei ollenkaan
2	
3	
4	
5	Erittäin hyödyllinen

Miksi?

7. Voisiko tämän tapaisten mallien käyttö helpottaa luokittelutyötä?

1	Ei ollenkaan
2	
3	
4	
5	Ehdottomasti

Miksi?

8. Jos malleja sovellettaisiin edelleen luokittelutyöhön sopivammaksi, mitä asioita kehitystyössä tulisi huomioida?

Kiitos vastauksista!